

Samband mellan vattenkemi, ekosystemstruktur och -funktion i två dagvattendammar

Virginia Günes



Samband mellan vattenkemi, ekosystemstruktur och -funktion i två dagvattendammar

Virginia Günes

Handledare: Frauke Ecke, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö
Btr handledare: Brendan McKie, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö
Examinator: Richard Johnson, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 30 hp

Nivå och fördjupning: Avancerad nivå, A1E

Kurstitel: Självständigt arbete i biologi D - Magisterarbete

Kurskod: EX0564

Program/utbildning: Naturresursprogrammet - biologi och mark

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2012

Omslagsbild: Virginia Günes

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Dagvatten, ekosystemstruktur, ekosystemfunktion, bottenfauna, lövnedbrytning



Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för vatten och miljö

Sammanfattning

Dagvatten bildas då regnvatten inte kan infiltrera marken på grund av hårdgjorda ytor såsom vägar och hustak. Dagvatten är ofta kontaminerat av metaller, näringsämnen och andra föroreningar och bör därför renas i en anläggning innan det når recipient. En allt populärare metod för att omhänderta dagvatten är att anlägga dagvattendammar. I dammarna renas det inkommande dagvattnet genom flera olika processer, varav sedimentation är den viktigaste.

År 2006 startades projektet NOS-dagvatten (Norrtorskommuner i samverkan) i syfte att erhålla ökade kunskaper om funktionerna hos fem dagvattenanläggningar i Stockholmsområdet. I detta arbete utreds sambandet mellan den kemiska vattenkvaliteten och ekosystemens hälsostatus i Ladbros- och Tibbledammen som ingår i NOS-dagvatten. Syftet är att undersöka huruvida en potentiell förbättring i vattenkvaliteten avspeglas i den ekologiska statusen utmed den rumsliga gradienten från dammarnas in- till utlopp. Även Väsbyån inkluderas i studien då Ladbrosdammen mynnar i den.

För att bedöma ett ekosystems hälsostatus behövs information om struktur och funktion. Ekosystemstruktur kan definieras som artsammansättningen och organisationen i ett ekosystem, medan ekosystemfunktion beskriver summan av processer associerade med ett ekosystem, såsom näringsomsättning och nedbrytning av organiskt material. I detta arbete analyserades struktur och funktion i dagvattendammarna genom kvantifiering av bottenfaunans samhällsstruktur samt mikroorganism- och bottenfaunabaserade lövnedbrytningsförsök. Fältundersökningarna utfördes vid olika provlokaler lokaliserade utmed en rumslig gradient från Ladbros- och Tibbledammens in- till utlopp. Resultaten från dessa undersökningar jämfördes sedan med vattenkemiska data för dammarnas in- och utlopp sammanställda av konsultföretagen WRS (Water Revival Systems) och Sweco. Samma fältundersökningar utfördes även i Väsbyån, upp- och nedströms Ladbrosdammen. Dock saknades vattenkemidata för Väsbyån.

Resultaten visar att koncentrationer av näringsämnen och föroreningar i det inkommande dagvattnet effektivt reduceras i Ladbros- och Tibbledammen. Mindre påtagliga effekter på bottenfaunasamhällets sammansättning är också märkbara. Förändringarna i ekosystemstruktur indikerar en förbättrad ekologisk status i dammarnas utlopp jämfört med inlopp, medan de för Väsbyån indikerar en försämrad ekologisk status nedströms Ladbrosdammen jämfört med uppströms. Dock förefaller ekosystemfunktionen vara opåverkad av föroreningsavskiljningen i dammarna. I Väsbyån förefaller ekosystemfunktionen vara försämrad nedströms Ladbrosdammen jämfört med uppströms.

Resultaten indikerar att ekosystemstruktur och -funktion i ekosystem i vattendrag nedströms dagvattendammar kan påverkas negativt, även om vattenkvalitet och ekologisk kvalitet förbättras inom dammarna. För att se tydligare effekter av föroreningsavskiljning i dammar vore det i framtida studier mer intressant att undersöka ekosystemstruktur och -funktion uppströms och nedströms dagvattendammar, såsom studien utfördes i Väsbyån.

Abstract

Storm water is formed when rainwater is prevented from infiltrating the ground by hardened surfaces such as roads and rooftops. Storm water is often contaminated with metals, nutrients and other pollutants and should therefore be purified in a treatment facility before reaching its recipient waters. An increasingly popular method for treatment of storm water is to construct storm water ponds. In the ponds, the incoming storm water is treated through several different biological and physico-chemical processes, of which sedimentation is most important.

In 2006, the project NOS-storm water (“Norrtorskommuner i samverkan”) was initiated, with the goal of improving the understanding of the functions of five storm water treatment facilities in the Stockholm region. In this thesis, the relationship between the chemical water quality and the health of the ecosystem is investigated in the ponds Ladbros- and Tibbledammen, which are included in NOS-storm water. The aim is to investigate whether potential improvements in water quality are reflected in ecological status along a spatial gradient from the in- to outlets of each pond. The river Väsbyån is also included in the study, as Ladbrosdammen flows into it.

A complete assessment of an ecosystem's health requires information on both ecosystem structure and function. Ecosystem structure reflects not only the physico-chemical structure of its habitats, but also the composition of species and organisation of foodwebs. In contrast, ecosystem function can be defined as the sum of the processes associated with nutrient and energy cycles, such as rates of nutrient turnover and decomposition of organic material. In this study, macroinvertebrate communities were sampled to characterise ecosystem structure, and leaf decomposition mediated by microorganisms and macroinvertebrates was assessed as a measure of ecosystem function. The results of these studies were then compared to water chemistry data for the ponds' in- and outlets compiled by the consulting companies WRS (Water Revival Systems) and Sweco. The same field studies were also conducted in Väsbyån, up- and downstream of Ladbrosdammen. However, no water chemistry data was available for Väsbyån.

Water chemistry results show that concentrations of nutrients and contaminants in the incoming storm water are effectively reduced in both Ladbros- and Tibbledammen. Less marked effects on macroinvertebrate community structures are also apparent. The changes in ecosystem structure indicate improved ecological status in the ponds' outlets compared to inlets, whereas for Väsbyån, the changes indicate an impaired ecological status downstream of Ladbrosdammen compared to upstream. Ecosystem function measured as leaf decomposition appears to be unaffected by the removal of contaminants within the ponds. However, in Väsbyån, leaf decomposition rates appear to be impaired downstream of Ladbrosdammen compared with upstream.

The results indicate that ecosystem structure and function in stream ecosystems downstream of storm water ponds may be adversely affected, even if water and ecological quality is improved within the ponds. To see clearer effects of contaminant removal in ponds, it would be informative to conduct more studies in systems similar to Väsbyån, where ecosystem structure and function are characterised both up- and downstream of storm water ponds.

Ordlista

AFDM	Askfri torrsvikt (från engelskans <i>Ash-Free Dry Mass</i>).
Alloktont material	Material som har tillförts till systemet, som t.ex. växtmaterial från land som faller ned i ett vattendrag.
Autoktont material	Material som har producerats i systemet, som t.ex. produktion av växtplankton i ett vattendrag.
Bottenfauna	Små ryggradslösa djur, larver av olika sländor, skalbaggar (både larver och vuxna), snäckor, maskar, kräftdjur, m.fl. som tillbringar hela eller delar av sin livscykel på eller i anslutning till botten. Så stora att de kan fångas i en håv eller sil med maskvidden 0,5-1 mm. (Lundberg et al. 2002)
COD	Organiska och oorganiska ämnens kemiska syreförbrukning vid fullständig oxidation (från engelskans <i>Chemical Oxygen Demand</i>).
DOC	Löst organiskt kol (från engelskans <i>Dissolved Organic Carbon</i>).
Litoral	Strandzon.
Makrofyt	Vattenväxt.
Makroinvertebrat	Se <i>Bottenfauna</i> .
NOS-dagvatten	Ett projekt för uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner i Stockholm som startades 2006. Syftet med projektet var bl.a. att erhålla ökade kunskaper i dagvattenanläggningarnas avskiljningsförmågor samt metoder för utvärdering av dessa.
PAH	Polyaromatiska kolväten (från engelskans <i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i>).
SS	Suspenderat material (från engelskans <i>Suspended Solids</i>).
Sönderdelare	En bottenfaunagrupp som lever av grovt växtmaterial och således har en viktig funktion vid nedbrytning av växtmaterial.
TOC	Totalt organiskt kol (från engelskans <i>Total Organic Carbon</i>).
TSS	Mängden totalt suspenderat material (från engelskans <i>Total Suspended Solids</i>).
WRS	Water Revival Systems (konsultföretag).

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Introduktion	1
1.2	Bedömning av ekologisk status genom utvärdering av ekosystemstruktur och -funktion	1
1.3	Bedömning av ekosystemets struktur med hjälp av bottenfauna	2
1.4	Bedömning av ekosystemets funktion med hjälp av lövnedbrytningsförsök	3
1.5	Frågeställningar och hypoteser	4
2	Material och metoder	5
2.1	Lokalbeskrivningar	5
2.2	Provlokalbeskrivningar	6
2.3	Provtagning av dagvatten för analys av vattenkemiska data	10
2.4	Inventering av bottenfauna samt beräkning av bottenfaunaindex	10
2.5	Lövnedbrytningsförsök	11
2.6	Statistiska analyser	13
3	Resultat	14
3.1	Vattenkemi	14
3.1.1	Ladbrodammen	14
3.1.2	Tibbledammen	14
3.2	Bottenfauna	17
3.3	Nedbrytningsförsök	21
3.4	Samband mellan vattenkemi, bottenfauna och lövnedbrytning	22
4	Diskussion	24
4.1	Väsbyån	24
4.1.1	Bottenfauna	24
4.1.2	Nedbrytningsförsök	24
4.2	Ladbrodammen	25
4.2.1	Vattenkemi	25
4.2.2	Bottenfauna	25
4.2.3	Nedbrytningsförsök	25
4.3	Tibbledammen	26
4.3.1	Vattenkemi	26
4.3.2	Bottenfauna	26
4.3.3	Nedbrytningsförsök	26
4.4	Samband mellan vattenkemi, bottenfauna och lövnedbrytning	27
4.5	Utvärdering av metoderna samt framtida studier	27
5	Slutsatser	29
5.1	Väsbyån	29
5.2	Ladbrodammen	29
5.3	Tibbledammen	29
6	Tack	30
7	Referenser	31
	Appendix	35

1 Inledning

1.1 Introduktion

Då regnvatten inte kan infiltrera marken pga. hårdgjorda ytor som vägar och hustak, bildas dagvatten som avrinner direkt till diken och rörledningar (Jordbruksverket 2009). Dagvatten är ofta kontaminerat av metaller, näringsämnen och andra föroreningar (Larm 1994; Gnecco et al. 2006; Salmore et al. 2006) och bör därför renas i en dagvattenanläggning innan det når recipient (Larm 1994). Att anlägga dagvattendammar för att omhänderta dagvatten är en allt populärare metod. På mitten av 2000-talet fanns det uppskattningsvis 1000 dagvattendammar i landets kommuner och 400 längs det svenska vägnätet. Sedan dess har anläggandet av nya dammar stadigt ökat (Persson & Pettersson 2006; Falk 2007).

Dammarnas huvudsyfte är att reglera vattenflöden samt förbättra vattenkvaliteten i recipienterna (Persson & Pettersson 2006; Falk 2007). Det inkommande dagvattnet renas genom flera olika processer, varav sedimentation av partikulära föroreningar är den viktigaste (Persson & Pettersson 2006). Genom bl.a. upptag och ackumulation av metaller kan även makrofytter bidra till föroreningsavskiljningen i dagvattendammar (Fritioff & Greger 2003; Weis & Weis 2004; Fritioff 2005). Mikroorganismer såsom bakterier, svampar och alger kan också ha en stor betydelse för reningen i en damm då de konsumerar näringsämnen och metaller vid tillväxt och reproduktion (Kadlec & Knight 1996). Reningseffekten beror även av dammarnas storlek samt flödesstorleken på det inkommande dagvattnet. Emellertid är kunskaperna om de faktiska avskiljningseffekterna i dagvattendammar bristfälliga. De teoretiska kunskaperna är goda, men fler mätningar som verifierar teori och datasimuleringar behöver utföras (Persson & Pettersson 2006; Falk 2007).

År 2006 startades NOS-dagvatten (Norrortskommuner i samverkan), ett projekt för uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner i Stockholm. Syftet med projektet var bl.a. att erhålla ökade kunskaper om dagvattenanläggningarnas funktioner samt om metoder för utvärdering av funktionerna (SwedEnviro 2010). I detta arbete utreds sambandet mellan den kemiska vattenkvaliteten och ekosystemets hälsostatus i Ladbros- och Tibbledammen som ingår i NOS-dagvatten, en aspekt som aldrig tidigare har undersökts i den här typen av system. Syftet är att utröna huruvida en potentiell förbättring i vattenkvalitet avspeglas i den ekologiska statusen utmed en rumslig gradient från dammarnas in- till utlopp. Även Väsbyån inkluderas i studien då Ladbrodammen mynnar i den. Förhoppningsvis bidrar undersökningen till en mer nyanserad och kompletterad bild av dagvattnets rening i dammarna samt till ökade kunskaper om hur det behandlade dagvattnet påverkar den akvatiska livsmiljön i recipienterna.

1.2 Bedömning av ekologisk status genom utvärdering av ekosystemstruktur och -funktion

Ekologisk hälsa är kopplad till biologisk mångfald samt ekologisk integritet, som i sin tur innefattar fysisk, kemisk och biologisk integritet (Karr 1993). Biologisk integritet är ett ekosystems inneboende kapacitet att upprätthålla ett adaptivt, integrerat och balanserat biologiskt system som skapar och ger förutsättningar för en naturlig biologisk mångfald. Med äkta ekologisk integritet menas alltså det naturliga tillståndet i ett ekosystem som inte har påverkats av människan. Genom att mäta i vilken utsträckning tillståndet avviker från det naturliga kan man uppskatta den ekologiska statusen (Karr 1991; Karr & Chu 1999).

Observera att begreppet ekologisk status som diskuteras i detta arbete skiljer sig från ekologisk status som beskrivs i EU:s vattendirektiv.

En fullvärdig karakterisering av ett ekosystem kräver information om både struktur och funktion (Pascoal et al. 2001; Gessner & Chauvet 2002; Young et al. 2008). Ekosystemstruktur kan definieras som artsammansättningen och organisationen i ett ekosystem, medan ekosystemfunktion beskriver summan av processer associerade med ett ekosystem, som t.ex. näringsomsättning, primär- och sekundärproduktion samt nedbrytning av organiskt material (Gessner & Chauvet 2002; Zweifel 2008). Ekologisk integritet kan således delas in i strukturell och funktionell integritet. Med strukturell integritet menas sammansättningen av det biologiska samhället och dess resurser under naturliga eller andra definierade referensförhållanden. Funktionell integritet beskriver hastigheter, mönster och relativa betydelser av olika processer under referenssituationer (Bunn & Davies 2000; Gessner & Chauvet 2002). Struktur och funktion är sammanlänkade då de beskriver olika aspekter av samma enhet. Dock innebär inte förändringar i struktur alltid förändringar i funktionella attribut, och vice versa (Gessner & Chauvet 2002). En minskning i biodiversitet behöver t.ex. inte nödvändigtvis innebära en påverkan på ekosystemets processer, om de återstående arterna kompenserar för förlusten. Eftersom processer normalt inte är kritiskt beroende av specifika arter ger processanalyser en mer generell bild av ett vattendrag än strukturanalyser (Bunn & Davies 2000).

En utvärdering av ekosystemfunktion tillhandahåller ett integrerat mått på den ekologiska integriteten (Webster & Benfield 1986), inte bara över tid (Bunn et al. 1999), men också över organismer på olika organisationsnivåer. Nedbrytning av organiskt material involverar t.ex. organismer från bakterier och svampar till makroinvertebrater och fiskar. Nedbrytning kan därigenom påverkas av antropogen stress genom diverse olika mekanismer. Emellertid inkluderas sällan en utvärdering av den funktionella integriteten vid bedömningar av ekologisk status, vilket kan leda till ofullständiga och missvisande resultat (Gessner & Chauvet 2002). Enorma summor har investerats i framarbetandet av metoder för utvärdering av strukturell integritet, medan endast ett fåtal processer är påtänkta för bedömning av funktionell integritet (Statzner et al. 2001). Därför måste det satsas mer på att bestämma vilka ekosystemfunktioner som kan tjäna som goda indikatorer för funktionell integritet (Gessner & Chauvet 2002).

1.3 Bedömning av ekosystemets struktur med hjälp av bottenfauna

För överlevnad, tillväxt och reproduktion kräver de flesta vattenorganismer specifika förutsättningar i sina levnadsmiljöer, bl.a. med avseende på temperatur, pH, näringsstillgänglighet samt habitatstabilitet och -komplexitet (Brönmark & Hansson 2005). I Europa har bottenfauna av den anledningen länge använts som en indikator för förändringar i vattenmiljöer (Naturvårdsverket 2007).

Olika bottenfaunataxa har olika ekologiska funktioner och delas in i fem funktionella grupper utifrån hur de intar sin föda: *sönderdelare* lever av grovt organiskt material; *samlare* livnär sig på fint organiskt material; *filterare* lever av suspenderat fint organiskt material; *skrapare* betar av alger eller den mikroskopiska påväxten på stenar, löv och dylikt; och *predatorer* livnär sig på andra djur (Malmqvist et al. 1978; Merritt & Cummins 1996). Dock är ”funktionella grupper” ett vagt begrepp då det finns olika benämningar på grupperna och även fler grupper än de som har nämnts ovan. Dessutom är det många arter som ändrar födoval under sina livscyklar och även tillhör flera grupper samtidigt. Därtill kan samma art ha olika

födoval i olika vattenmiljöer och verka som t.ex. allätare i en viss miljö och som rovdjur i en annan.

För att bedöma ett vattendrags påverkansgrad med hjälp av bottenfauna används bl.a. olika biologiska index som baseras på olika arters känslighet för t.ex. försurning eller övergödning (Lundberg et al. 2002). Ett index väger samman information från flera indikatorarter (eller arter) och uppvisar en korrelation med en specifik påverkan. På senare år har även s.k. multimetriska index utvecklats. Dessa index väger samman information från flera olika enkla index eller parametrar som speglar olika aspekter av bottenfaunasamhällena, såsom artrikedom, diversitet, funktion och tolerans mot föroreningar. Vid bedömning av den sammanvägda statusen i ett vattendrag ska det index som har fått sämst statusklass användas (Naturvårdsverket 2007).

1.4 Bedömning av ekosystemets funktion med hjälp av lövnedbrytningsförsök

Lövnedbrytningsprocessen är den ekosystemfunktion som hittills är bäst dokumenterad för bedömning av funktionell integritet i vattendrag. Nedbrytningsprocessen är känslig för förändringar i miljön (Pascoal et al. 2001) och spelar en central roll i näringsvävorna då den involverar organismer på olika organisationsnivåer (Gessner & Chauvet 2002). Den parameter som främst används för karakterisering av denna process är nedbrytningshastigheten. Nedbrytningshastigheten beror av lövsort, temperatur, vattenkemi samt omfattningen av koloniseringen av mikroorganismer och makroinvertebrater (Boulton & Boon 1991; Pascoal et al. 2001). Bland makroinvertebraterna är det främst sönderdelare som bidrar till lövnedbrytningen (Gessner et al. 1999; Young et al. 2008). Vanligen observeras högre nedbrytningshastigheter i näringsberikade system (Pascoal et al. 2001; Niyogi et al. 2003; Pascoal et al. 2003; Pascoal et al. 2005; Bergfur et al. 2007). Denna berikning brukar dock åtföljas av tillskott av andra föroreningar som kan ha motsatt effekt och istället orsaka lägre nedbrytningshastigheter (Pascoal et al. 2001). Exempel på parametrar som har visat sig påverka lövnedbrytning negativt är ökade sedimentationshastigheter (Niyogi et al. 2003), ökade koncentrationer av löst zink samt ökade hastigheter av metalloxidutfällningar (Niyogi et al. 2001).

En hastighetskoefficient som beräknas genom att dividera den återstående lövmassan i % med tiden tillhandahåller ett mått på nedbrytningshastigheten. Som standard i vattendrag används hastighetskoefficienter som är baserade på exponentiella nedbrytningsmodeller (Gessner & Chauvet 2002; Young et al. 2008). För att bedöma den funktionella integriteten i påverkade vattendrag kan lövnedbrytningshastigheten jämföras med den i en referenslokal. Alternativt kan nedbrytningshastigheten i en och samma lokal jämföras, före och efter en incident har inträffat (Gessner & Chauvet 2002). Om en förändring har skett är det dock inte helt enkelt att bedöma om den är positiv eller negativ. T.ex. indikerar inte högre nedbrytningshastigheter nödvändigtvis bättre funktionell integritet (McKie & Malmqvist 2009).

Det är även en utmaning att särskilja en funktionell respons på en antropogen påverkan från bakgrundsbruset som uppkommer från naturliga variationer (Gessner & Chauvet 2002). En ideal indikator skulle reagera förutsägbart på antropogen stress, men vara relativt okänslig för naturliga spatiala och temporala variationer (Norris & Hawkins 2000). I praktiken kommer dock perfekta indikatorer att vara svåra att finna. En specifik ekosystemprocess kan reagera känsligt på en typ av antropogen stress och visa nästan ingen respons för en annan. Vid val av indikator kommer kompromisser mellan indikatorernas allmängiltighet, känslighet och robusthet därför alltid att behöva göras. Lövnedbrytning är en känslig indikator och reagerar på såväl naturliga variationer som antropogen påverkan (Gessner & Chauvet 2002).

1.5 Frågeställningar och hypoteser

I det här arbetet analyseras ekosystemstruktur och -funktion i dagvattendammar genom kvantifiering av bottenfaunans samhällsstruktur samt mikroorganism- och bottenfaunabaserade lövnedbrytningsförsök. Fältundersökningarna kommer att utföras vid olika provlokaler lokaliserade utmed en rumslig gradient från Ladbros- och Tibbledammens in- till utlopp. Resultaten från dessa undersökningar kommer sedan att jämföras med vattenkemiska data för dammarnas in- och utlopp sammanställda av konsultföretagen WRS (Water Revival Systems) och Sweco. Samma fältundersökningar kommer även att utföras i Väsbyån, uppströms och nedströms Ladbrodammen. Dock saknas vattenkemidata för Väsbyån.

Denna studie avser att främst besvara följande tre frågeställningar:

- 1) Finns det ett samband mellan
 - a) ekosystemets struktur, samt
 - b) ekosystemets funktioni Väsbyån, nedströms och uppströms Ladbrodammen?
- 2) Finns det ett samband mellan
 - a) den kemiska vattenkvaliteten,
 - b) ekosystemets struktur, samt
 - c) ekosystemets funktioni Ladbrodammen, utmed en rumslig gradient från in- till utloppet?
- 3) Finns det ett samband mellan
 - a) den kemiska vattenkvaliteten,
 - b) ekosystemets struktur, samt
 - c) ekosystemets funktioni Tibbledammen, utmed en rumslig gradient från in- till utloppet?

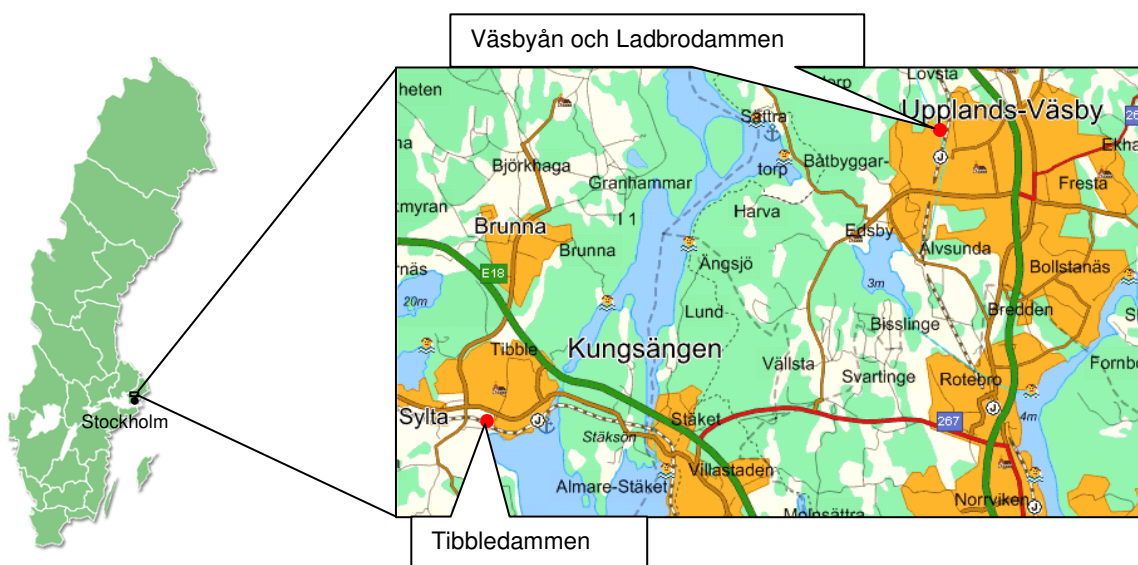
Hypoteserna för dessa frågeställningar är följande:

- 1) Bottenfaunasamhällets mångfald samt lövnedbrytningshastigheten i Väsbyån minskar nedströms Ladbrodammen, jämfört med uppströms, då dagvattnet som mynnar i ån ger upphov till försämrade vattenkvalitet.
- 2) Den kemiska vattenkvaliteten uppvisar en förbättring utmed en rumslig gradient från Ladbrodammens in- till utlopp. Följaktligen ökar bottenfaunasamhällets mångfald samt lövnedbrytningshastigheten utmed denna gradient.
- 3) Den kemiska vattenkvaliteten uppvisar en förbättring utmed en rumslig gradient från Tibbledammens in- till utlopp. Följaktligen ökar bottenfaunasamhällets mångfald samt lövnedbrytningshastigheten utmed denna gradient.

2 Material och metoder

2.1 Lokalbeskrivningar

Fältstudierna genomfördes vid olika provlokaler i Väsbyån, Ladbrodammen samt Tibbledammen. Väsbyån är belägen i Upplands Väsby kommun, en norrortskommun i Stockholmsregionen (se figur 1 och 2). Den är drygt 4 km lång (Upplands Väsby kommun 2005) och mynnar via Oxundasjön senare i Rosersbergsviken i Mälaren (SwedEnviro 2009:1; Karlsson et al. 2003). Ladbrodammen ligger mellan Ladbrovägen och Väsbyån i den norra delen av Upplands Väsby centralort (se figur 1 och 2) och mynnar i Väsbyån. Anläggningen har varit i drift sedan 2003 och är indelad i tre sektioner; en fördamm, en huvuddamm och en översilningsyta. Vatten pumpas till dammen via två pumpar med en sammanlagd kapacitet på 160 l/s. Då flödet överstiger 160 l/s bräddas en del av dagvattnet förbi anläggningen till Väsbyån. Bräddningen utgör ca 20-25 % av årsflödet (SwedEnviro 2009:1; Karlsson et al. 2003). Tibbledammen är lokaliserad i Kungsängen i Upplands-Bro kommun, även den en norrortskommun i Stockholmsregionen (se figur 1 och 2). Dammen mynnar i Tibbleviken i Mälaren. Den anlades 1973 för rening av avloppsvatten och har sedan dess varken grävts ur eller muddrats (Andersson et al. 2004). Järnvägen mellan Kungsängen och Bro delar Tibbledammen i en fördamm och en huvuddamm (Larm et al. 2007). Se tabell 1 för volym- och flödesdata samt markanvändning i avrinningsområdet för de olika lokalerna.

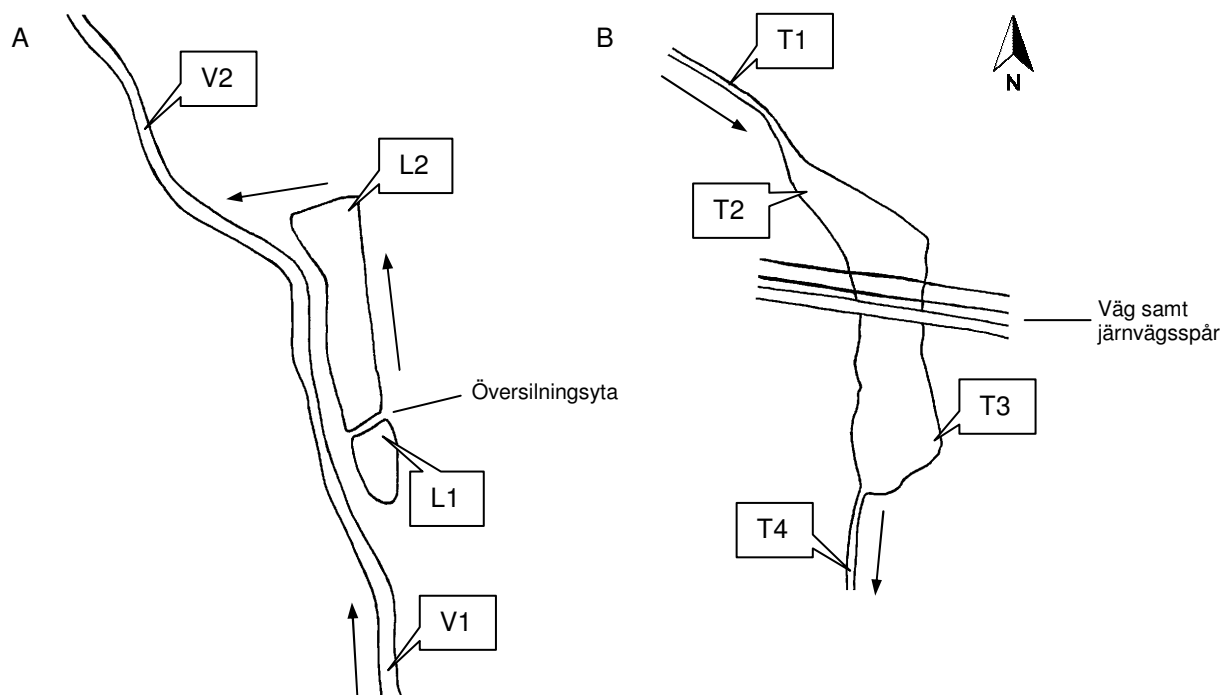


Figur 1. Lokaliseringar av Väsbyån och Ladbrodammen som ligger i Upplands Väsby kommun samt Tibbledammen som ligger i Kungsängen i Upplands-Bro kommun (hitta.se 2010).

2.2 Provlokalbeskrivningar

Provtagning av bottenfauna samt nedbrytningsförsök med löv utfördes vid sammanlagt åtta provlokaler. Fyra av dessa lokaler var belägna i strömmande vatten, dvs. hade åkaraktär, och fyra var belägna i mer eller mindre stillastående vatten, dvs. hade dammkaraktär. Två av provlokalerna i strömmande vatten var belägna i Väsbyån, upp- och nedströms Ladbrodammen (V1 respektive V2) och två var belägna upp- och nedströms Tibbledammen (T1 respektive T4). Två av provlokalerna i stillastående vatten var belägna vid Ladbrodammens in- och utlopp (L1 respektive L2) och två var belägna vid Tibbledammens in- och utlopp (T2 respektive T3) (se figur 2 och 3 samt tabell 2). Lokalerna valdes med avseende på placering, tillgänglighet, typ av bottensubstrat samt förekomst av terrester och akvatisk vegetation. En någorlunda enhetlighet mellan provplatserna eftersträvades för att kunna erhålla jämförbara resultat. Samtliga provlokaler har mjuk botten samt en naturlig tillförsel av alloktont och autoktont material till systemet. Detta för att det är en fördel att utföra lövnedbrytningsförsök i system där detritus redan finns naturligt (Boulton & Boon 1991). Dock finns det grundläggande skillnader mellan de olika lokalerna. Väsbyån är en å med högre vattenföring än i dammarna. Ladbrodammen är lokaliserad bredvid Väsbyån och mynnar i den, medan Tibbledammen är belägen i ett vattendrag som mynnar i dammen. För provlokalerna i Tibbledammen gjordes parvisa jämförelser främst mellan T1 och T4 samt T2 och T3 då habitatet ansågs vara mest likvärdiga mellan dessa par.

För att övervaka lövnedbrytningsförloppet utplacerades extra grovmaskiga påsar vid provlokalerna V1 samt L2. Lokalen V1 valdes som referenspunkt i Väsbyån eftersom den ligger uppströms dammen och därför förväntades vara mindre förorenad. Således förväntades nedbrytningen gå snabbare här än i V2. Ladbrodammen valdes som referens för dammarna pga. dess praktiska proximitet till Väsbyån. L2 valdes framför L1 då vattnet förväntades vara mindre förorenad vid utloppet jämfört med inloppet.



Figur 2. Schematisk skiss över provlokalernas lokaliseringar i Väsbyån (V1-V2) och Ladbrodammen (L1-L2) (A) samt Tibbledammen (T1-T4) (B), skala 1:4000. Pilarna anger flödesriktningen.

Tabell 1. Volym- och flödesdata samt markanvändning i avrinningsområdet för Väsbyån, Ladbrodammen och Tibbledammen.

Variabel	Väsbyån ¹	Ladbrodammen ²	Tibbledammen ³
Längd (m)	4000	155	-
Medelbredd (m)		35	-
Medeldjup (m)	-	1,3	1,5
Medelarea (m ²)	-	5200	5670
Medelvolym (m ³)	-	3700	8700
Årsmedelflöde till inloppet (l/s)	-	12,5	42
Vattnets uppehållstid i dammen vid årsmedelflöde (d)	-	3	3
Tillrinning vid ett medelregn (l/s)	-	120	169
Medelvattenföring (l/s)	800	-	-
Avrinningsområdets storlek (ha)	-	201	649
Markanvändning i avrinningsområdet (%)			
Skogsmark	25,8	-	36
Ängsmark	11,9	-	27
Jordbruksmark	12,5	-	-
Bebyggelse (bostadsområden, m.m.)	32,6	92	33
Industritomter	12,1	-	1,5
Vägar och parkeringar	4,2	8	1,92
Övrigt	1	-	-

¹ SwedEnviro 2009:1; Karlsson et al. 2003; Upplands Väsby kommun 2005; Forslöw & Svanholm 2006; Bagheri 2008

² SwedEnviro 2009:1; Karlsson et al. 2003

³ Larm et al. 2007



V1 - Uppströms Ladbrodammen



V2 - Nedströms Ladbrodammen



L1 - Ladbrodammens fördamm



L2 - Ladbrodammens huvuddamm



T1 - Tibbledammens inlopp



T2 - Tibbledammens fördamm



T3 - Tibbledammens huvuddamm



T4 - Tibbledammens utlopp

Figur 3. Fotografier av samtliga provlokaler i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) samt Tibbledammen (T1-T4). Foto: Virginia Günes.

Tabell 2. Typ av habitat, maxdjup, bredd, bottensubstrat samt vegetation vid provlokalerna i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) samt Tibbledammen (T1-T4). Baserade på mätningar och observationer vid inventering av bottenfauna samt utförande av lövnedbrytningsförsök.

Lokal	Väsbyån		Ladbrodammen		Tibbledammen			
Provlokal	V1 (uppströms L)	V2 (nedströms L)	L1 (fördammen)	L2 (huvuddammen)	T1 (inloppet)	T2 (fördammen)	T3 (huvuddammen)	T4 (utloppet)
Typ av habitat	Vattendrag	Vattendrag	Damm	Damm	Vattendrag	Damm	Damm	Vattendrag
Maxdjup (m)	0,80	1,2	0,90	0,80	0,50	0,50	0,80	0,70
Bredd (m)	6,0	6,2	-	-	3,9	-	-	5,0
Botten	Mjuk	Mjuk	Mjuk	Mjuk	Mjuk	Mjuk	Mjuk	Mjuk
Vegetation								
Terrestra arter	Asp (<i>Poppulus tremula</i>)	Lönn (<i>Acer platanoides</i>), Sälg (<i>Salix caprea</i>)	-	-	Vide (<i>Salix</i>), Vårtbjörk (<i>Betula pendula</i>)	Vide (<i>Salix</i>), Vårtbjörk (<i>Betula pendula</i>)	Vide (<i>Salix</i>), Vårtbjörk (<i>Betula pendula</i>)	Klibbal (<i>Alnus glutinosa</i>) Brännässla (<i>Urtica dioica</i>)
Makrofyter	Starr (<i>Carex</i>), Gul svärdsilja (<i>Iris pseudacorus</i>), Säv (<i>Schoenoplectus lacustris</i>), Gäddnate (<i>Potamogeton natans</i>)	Starr (<i>Carex</i>), Gul näckros (<i>Nuphar lutea</i>)	Vass (<i>Phragmites australis</i>), Bredkaveldun (<i>Typha latifolia</i>), Starr (<i>Carex</i>), Gäddnate (<i>Potamogeton natans</i>)	Vass (<i>Phragmites australis</i>), Bredkaveldun (<i>Typha latifolia</i>), Starr (<i>Carex</i>), Säv (<i>Schoenoplectus lacustris</i>), Gäddnate (<i>Potamogeton natans</i>), Andmat (<i>Lemna minor</i>)	Starr (<i>Carex</i>)	Bredkaveldun (<i>Typha latifolia</i>), Starr (<i>Carex</i>), Skogssäv (<i>Scirpus sylvaticus</i>)	Bredkaveldun (<i>Typha latifolia</i>), Starr (<i>Carex</i>), Gul svärdsilja (<i>Iris pseudacorus</i>), Kabbleka (<i>Caltha palustris</i>), Gäddnate (<i>Potamogeton natans</i>), Andmat (<i>Lemna minor</i>)	Bredkaveldun (<i>Typha latifolia</i>), Kabbleka (<i>Caltha palustris</i>)

2.3 Provtagning av dagvatten för analys av vattenkemiska data

För bedömning av den kemiska vattenkvaliteten i dagvattendammarna i detta arbete användes vattenkemiska data framtagna inom projektet NOS-dagvatten. Vattenprovtagningen utfördes i tvåveckorsintervaller vid Tibble- och Ladbrodammens in- respektive utlopp. Provtagarna som användes var av modellen Isco 6712FR och styrdes av olika typer av flödesmätare; dels area/hastighetsgivare som mätte flödet i inloppsledningarna, dels ekolod som registrerade nivåer över V-formade skibord. Proverna togs flödesproportionellt, vilket innebär att provernas volym var proportionella mot vattenflödet under respektive provtagningsperiod. Flödesdata registrerades var 10:e minut och lagrades i en logger. Efter en viss passerad vattenvolym togs ett prov på 50 ml. Delproven uppsamlades i 20-litersflaskor (samlingsprov) som tömdes varannan vecka och skickades till Eurofins för analys. Provtagaren var utrustad med ett klimatskåp för kylning av samlingsproverna (SwedEnviro 2009:2).

De parametrar som undersöktes var totalhalt kväve (Tot-N), totalhalt fosfor (Tot-P), fosfatfosfor (PO_4^{3-}), totalt suspenderat material (TSS), klorid (Cl^-), zink (Zn), koppar (Cu), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni), kadmium (Cd), polyaromatiska kolväten (PAH) samt alifatiska och aromatiska ämnen. De parametrar som valdes ut för vidare analys i detta arbete var de som låg över detektionsgränsen för perioden då bottenfaunainventeringen samt lövnedbrytningsförsöket ägde rum (maj-augusti 2009). Dessa parametrar var Tot-N, Tot-P, PO_4^{3-} , TSS, Cl^- , Zn, Cu, Pb, Cr och Ni. Vattenkemidata för NOS-dagvatten sammanställdes av konsultföretaget WRS.

I en uppföljning av NOS-dagvatten analyserade Sweco ytterligare parametrar, såsom organiska föroreningar och metaller i löst form. Samma provtagare och samlingsprov som ovan användes, med skillnaden att samlingsproven togs var varje fjärde vecka och skickades till ALS Global för analys (Banach 2008). Av de parametrar som undersöktes i uppföljningsprojektet utvaldes följande för vidare analys i detta arbete: totalhalt aluminium (Al), aluminium i löst form (Al^{3+}), totalhalt kalcium (Ca), kalcium i löst form (Ca^{2+}), kemisk syreförbrukning (COD), löst organiskt kol (DOC) samt totalt organiskt kol (TOC). Uppföljningsprojektet sträckte sig från maj 2008 till maj 2009. Perioden täcker tiden för bottenfaunainventeringen, men inte tiden för nedbrytningsförsöket.

2.4 Inventering av bottenfauna samt beräkning av bottenfaunaindex

Inventering av bottenfauna utfördes vid samtliga provlokaler i slutet av maj 2009. Då samtliga lokaler hade mjuk botten kunde kvantitativa prover med den standardiserade s.k. sparkmetoden ej insamlas. Denna metod kräver hårt bottensubstrat. Istället genomfördes en kombinerad kvalitativ och kvantitativ provtagning där material från uppvirvat botten sediment i litoralen insamlades med en 25 cm bred håv (maskstorlek 0,5 mm) under 10 min. För att ge en så bra bild av förekommande arter som möjligt insamlades även makroinvertebrater som var ytlevande samt fastsittande på vegetation och andra typer av substrat. För att erhålla jämförbara data var ansträngningen för insamlingen ungefär densamma för samtliga lokaler. De insamlade proverna sållades genom ett såll med maskstorleken 0,5 mm och konserverades i separata förvaringskärl i 96 % etanol till slutkoncentrationen 70 % etanol.

Därefter preparerades och analyserades bottenfaunaproverna på lab. Pga. tidsbrist analyserades endast stickprover som togs på följande sätt: hela provet sköljdes i ett finmaskigt såll (0,3 mm) och fördelades jämt i en vanna. Provet delades sedan upp i lika stora delar (3-6 st., beroende på mängden provmaterial), varav en av delarna slumpmässigt valdes ut. Därefter sorterades bottenfaunan i stickprovet under lupp (8 ggrs förstoring). De taxa som påträffades

räknades och artbestämdes så långt det var möjligt. För de taxa som förekom i väldigt stora antal uppskattades individantalet. Med hjälp av dessa data beräknades bottenfaunaindexen ASPT, DJ-index samt Shannons diversitetsindex i programmet ASTERICS (version 3.1.1; Wageningen Software Labs, Wageningen, Netherlands).

ASPT (Average Score Per Taxon) (Armitage et al. 1983) syftar till att mäta den allmänna ekologiska kvaliteten. Förekommande familjer av bottenfaunaorganismer poängsätts efter deras känslighet mot eutrofiering, syretärande föroreningar samt habitatförstörande påverkan. Familjer med hög känslighet ger höga indikatorvärden, och vice versa. Indexvärdet är ett medelvärde per ingående taxa (familj) och beräknas genom att dividera summan av indikatorvärdena med antalet familjer (Armitage et al. 1983; Naturvårdsverket 2007).

DJ-index (Dahl & Johnson 2004) är ett multimetriskt index som visar effekter av näringspåverkan genom fem olika enkla index. Dessa är antalet taxa av dag-, bäck- och nattsländor (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* och *Tricoptera*), den relativa abundansen (%) av kräftdjur (*Crustacea*), den relativa abundansen (%) av dag-, bäck- och nattsländor, ASPT samt Saprobie-indexet enligt Zelinka och Marvan (1961). DJ-indexet beräknas genom att normalisera och sedan summera värdena för dessa enkla index (Dahl & Johnson 2004; Naturvårdsverket 2007).

Shannons diversitetsindex (Shannon 1948) påvisar mångformighet och biologisk mångfald. Om artrikedomen är stor och flera arter är dominanta är diversiteten hög. Om få arter förekommer och endast en eller några dominerar stort är den däremot låg (Shannon 1948; Naturvårdsverket 2000). Shannons diversitetsindex ingick som bedömningsmall i Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag från år 2000, men ingår inte i de nya bedömningsgrunderna från år 2007.

ASPT och DJ-index klassificerades enligt Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2007) och Shannons diversitetsindex enligt de gamla bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2000).

Samtliga påträffade taxa delades in i funktionella grupper (sönderdelare, skrapare, samlare, filtrerare, predatorer eller övrigt) enligt ASTERICS (version 3.1.1; Wageningen Software Labs, Wageningen, Netherlands) samt personligt meddelande från Brendan McKie (2011). Dessa indelningar tillämpades vid beräkningar av statistiska analyser (se *kap 2.6 Statistiska analyser*).

2.5 Lövnedbrytningsförsök

För nedbrytningsförsöket syddes 72 lövpåsar (15 × 15 cm), varav 24 finmaskiga (0,5 mm) och 48 grovmaskiga (5 mm). Påsarna fylldes med 4,0 (± 0,02) g lufttorkade lönnlöv (*Acer platanoides*). Löven hade insamlats under lövfällningsperioden då de var nyfallna och rensats från bladskäft och partier angripna av svamp. De grovmaskiga påsarna syddes igen och de finmaskiga påsarna återslötts med häftklammer och tejp för att förhindra påverkan från bottenfauna. I mitten av juni 2009 utplacerades sex lövpåsar (tre replikat av varje maskstorlek) vid varje provlokal. Påsarna fästes vid en 2 m lång lina med hjälp av buntband och linan spändes upp mellan två armeringsjärn som sedan trycktes ned i det mjuka sedimentet. För att påsarna skulle ligga mot botten fästes även vikter i form av metallpinnar vid linan (se figur 4). Löven fuktades innan transport till provlokalerna för att undvika materialförluster.



Figur 4. Lövpåsar fästes vid en lina som spändes upp mellan två armeringsjärn. För att påsar skulle ligga mot botten fästes även vikter i form av metallpinnar vid linan. Armeringsjärnen trycktes sedan ner i det mjuka sedimentet.

Försökstiden var 5 veckor i Väsbyån och 9 veckor i dammarna. För att övervaka nedbrytningsförloppet utplacerades extra 12 grovmaskiga påsar vid lokalerna V1 samt L2. Nedbrytningen i grovmaskiga påsar går i regel fortare än i finmaskiga påsar då även bottenfauna inverkar på nedbrytningen, varför denna maskstorlek valdes för övervakningen av nedbrytningsförloppet. Efter 3 veckor togs tre av dessa provpåsar upp från vardera lokal. Efter 4 veckor togs sex provpåsar upp från vardera lokal för en säkrare bedömning av nedbrytningsförloppet. Då innehållet i dessa påsar hade reducerats till minst 30 % (30-50 %) plockades påsar som ingick i det egentliga försöket upp. För att erhålla jämförbara data togs de sista tre provpåsar vid L2 upp samtidigt som försöket avslutades i Väsbyån, dvs. efter 5 veckor. De sista tre provpåsar vid V1 togs upp samtidigt som försöket avslutades i dammarna, dvs. efter 9 veckor.

Utöver de 72 lövpåsar som tillverkades för fältförsöket, tillverkades även sex grovmaskiga referenspåsar för korrigering av läckageförluster. Dessa påsar placerades i en plasthink under rinnande vatten i 24 h. Löven torkades sedan i ugn (50°C, 48 h) och vägdes då de svalnat till rumstemperatur. Den genomsnittliga läckageförlusten i % beräknades och den invägda lövvikten korrigerades för denna förlust.

Vid upptag efter nedbrytningsförsöket placerades lövpåsar omedelbart i individuella återförslutningsbara plastpåsar och transporterades till lab i kylboxar. På lab sköljdes sediment, bottenfauna och annat material försiktigt av lönnlöven i en vattenfylld vanna (påsar som inte hanns med samma dag frystes ned). Löven torkades i ugn (50°C, 48 h) och vägdes då de svalnat till rumstemperatur. Då det var svårt att rensa bort all sediment brändes stickprover av samtliga lövprov i en muffelugn (550°C, 4 h) för att bestämma den askfria torrvikten (AFDM, från engelskans *Ash-Free Dry Mass*), dvs. vikten organiskt material. Cirka 1 g löv från varje prov placerades i en återförslutningsbar plastpåse, krossades och hällades i en porslinsdegel med känd vikt. Sedan noterades totalvikten för degel och löv före bränning. För de lövprov som det återstod mindre än 1 g av, användes hela den kvarvarande mängden. Efter bränning noterades totalvikten för degel och aska då proverna svalnat till rumstemperatur. För att estimerar den naturliga halten organiskt material (%) i lönnlöv brändes även tre referensprover med obehandlade löv enligt proceduren ovan.

AFDM beräknades för samtliga brända prover genom att subtrahera askvikten (oorganiskt material) från lövvikten före bränning (oorganiskt och organiskt material). Därefter beräknades halten organiskt material (%) i dessa prover genom att dividera AFDM med lövvikten före bränning. Halterna användes sedan till att bestämma AFDM för löven i samtliga lövpåsar, före och efter nedbrytningsförsöket. För att bestämma AFDM för löven i

påsarna före försöket multiplicerades den invägda lövvikten (4,0 (\pm 0,02) g) med procentandelen organiskt material i de brända referensproverna. AFDM för löven i påsarna efter nedbrytningsförsöket beräknades genom att multiplicera den återstående lövvikten efter ugnstorkning med procentandelen organiskt material för respektive prov. Därefter beräknades en hastighetskoefficient enligt nedanstående formel (1).

$$(1) \quad k = \frac{\ln(\text{AFDM}_{\text{återstående}}/\text{AFDM}_{\text{initial}})}{\text{tid}} \quad (k \text{ (dag}^{-1}\text{)})$$

där k är en hastighetskoefficient ($k \text{ (dag}^{-1}\text{)}$), $\text{AFDM}_{\text{återstående}}$ är den askfria torr vikten för löven i lövpåsarna efter nedbrytningsförsökets slut, $\text{AFDM}_{\text{initial}}$ är den askfria torr vikten för löven i påsarna före försöket och tid är försökstiden (dagar).

Det negativa k-värdet som erhålls är en koefficient som ger ett mått på nedbrytningshastigheten. För vattendrag används vanligen hastighetskoefficienter som är baserade på exponentiella nedbrytningsmodeller (Gessner & Chauvet 2002; Young et al. 2008).

Bottenfauna i de grovmaskiga påsarna samt i de finmaskiga påsar vars sömmar hade gått upp plockades ut och konserverades i 70 % etanol. Taxa tillhörande den funktionella gruppen sönderdelare sorterades ut under lupp (8 ggrs förstoring), räknades och artbestämdes.

2.6 Statistiska analyser

Pga. olikheterna i utformningen av provlokalerna, genomfördes samtliga statistiska analyser separat för Väsbyån och Ladbrodammen samt Tibbledammen. För att statistiskt testa skillnaderna mellan de vattenkemiska parametrarnas koncentrationer vid Ladbro- och Tibbledammens in- respektive utlopp användes det icke-parametriska testet Wilcoxon's teckenrangtest. Skillnaderna i procentuell fördelning av de funktionella bottenfaunagrupperna mellan provlokalerna V1 och V2, L1 och L2, T1 och T4 samt T2 och T3 testades statistiskt med det icke-parametriska Chi-två-testet. För att testa skillnaderna i lövnedbrytningshastighet mellan provlokalerna (fyra nivåer: V1, V2, L1, L2 och T1, T2, T3, T4) samt maskstorlekarna på lövpåsarna (två nivåer: fin- och grovmaskiga) användes de parametriska testerna en- och tvåvägs ANOVA. Sambanden mellan lövnedbrytningshastigheter och antalet *Asellus aquaticus* analyserades med Pearsons produkt-momentkorrelation. Sambanden mellan de vattenkemiska parametrarna, bottenfaunasamhällena och lövnedbrytningshastigheterna vid Ladbro- och Tibbledammens inlopp (L1 och T1) respektive utlopp (L2 och T4) analyserades med den multivariata analysen PLS (Partial Least Squares). I en PLS-analys extraheras kovarianskomponenterna bland de kemiska, biologiska och funktionella variablerna. Samtliga analyser utfördes i statistikprogrammet STATISTICA (version 9.0; Statsoft, Inc., Tulsa, OK, USA).

För att visa vilka bottenfaunataxa som främst bidrar till skillnaderna i bottenfaunans samhällsstruktur gjordes en SIMPER (Similarity Percentage) analys baserat på Bray-Curtis likhetsindex. Jämförelserna gjordes mellan samma provlokalpar som i Chi-två-testet. En NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) analys baserat på Bray-Curtis likhetsindex gjordes för att visa likheterna mellan bottenfaunans samhällsstruktur vid samtliga provlokaler. Ju närmare två punkter är, desto större är likheterna mellan dem. Stressvärdet anger metodens lämplighet för att illustrera denna likhet. Metoden anses lämplig vid stressvärden $< 0,1$ (Clarke 1993). För dessa två analyser användes analysverktyget PAST (version 1.97; Hammer et al. 2001).

3 Resultat

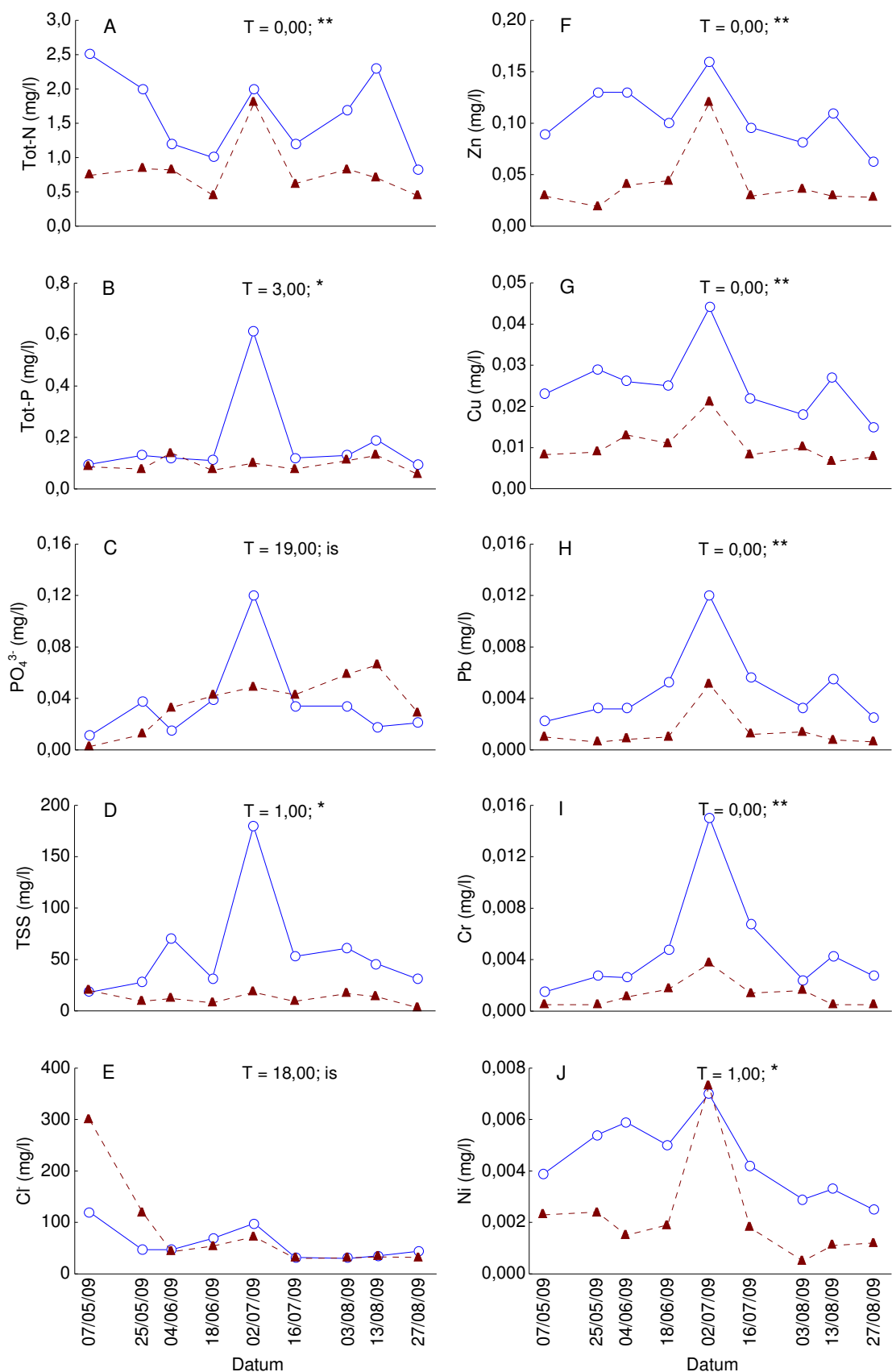
3.1 Vattenkemi

3.1.1 Ladbrodammen

Koncentrationerna av de vattenkemiska parametrarna undersökta inom NOS-dagvatten var signifikant högre vid inloppet jämfört med utloppet för samtliga parametrar utom Cl^- och PO_4^{3-} (figur 5). För de parametrar som analyserades inom Swecos uppföljningsprojekt illustreras koncentrationer vid Ladbrodammens in- respektive utlopp i appendix 1. Koncentrationerna av Al samt Al^{3+} var signifikant högre vid inloppet jämfört med utloppet (appendix 1).

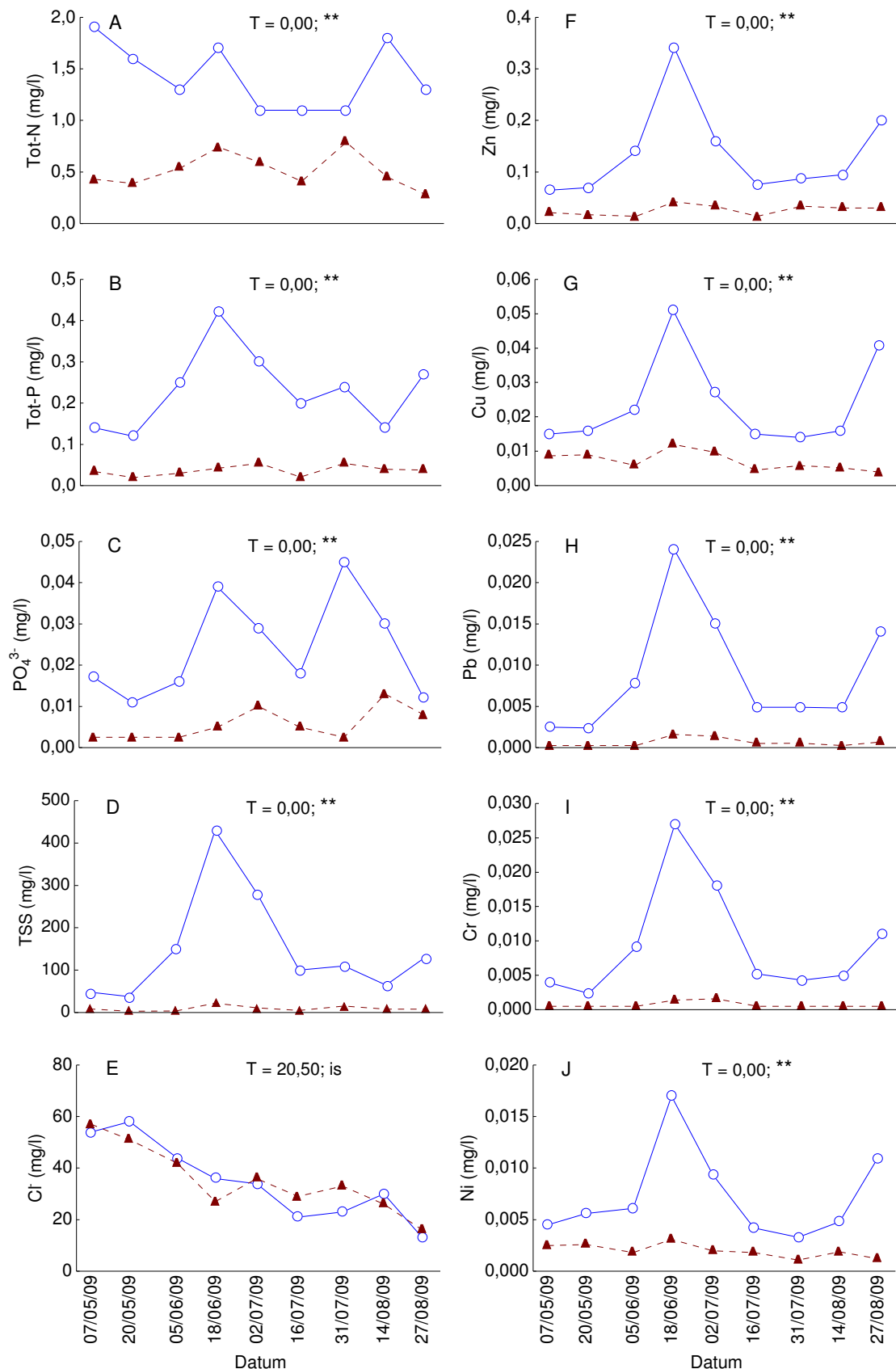
3.1.2 Tibbledammen

Koncentrationerna av de vattenkemiska parametrarna undersökta inom NOS-dagvatten var signifikant högre vid inloppet jämfört med utloppet för samtliga parametrar utom Cl^- (figur 6). Koncentrationer för de parametrar som analyserades inom Swecos uppföljningsprojekt illustreras i appendix 2 för Tibbledammens in- respektive utlopp. Koncentrationerna av Al, Al^{3+} , DOC samt TOC var signifikant högre vid inloppet jämfört med utloppet (appendix 2). För Ca, Ca^{2+} samt COD var koncentrationsskillnaderna mellan in- och utloppet icke signifikanta.



Figur 5. Ladbrodammen: Koncentrationer (medelvärden för tvåveckorsperioder) av totalhalt kväve (Tot-N), totalhalt fosfor (Tot-P), fosfatfosfor (PO₄³⁻), totalt suspenderat material (TSS), klorid (Cl⁻) (A-E) samt metallerna zink (Zn), koppar (Cu), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni) (F-J) i vattenprov insamlade från inloppet (○) respektive utloppet (▲). Skillnaderna i koncentrationerna mellan in- och utloppet testades statistiskt med det icke-parametriska testet Wilcoxons teckenrangtest ($n = 9$, signifikansnivå: $p < 0,05$).

* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; is = icke signifikant

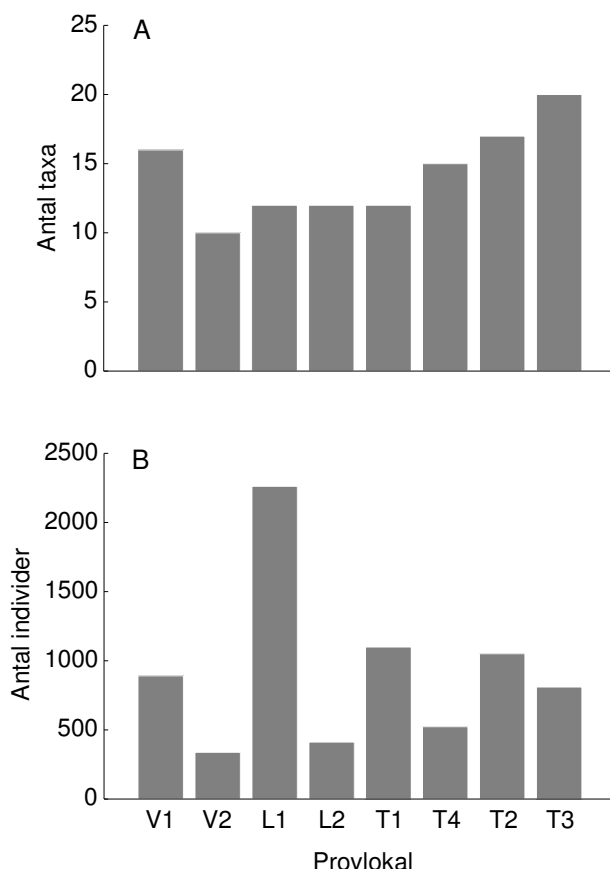


Figur 6. Tibbledammen: Koncentrationer (medelvärden för tvåveckorsperioder) av totalhalt kväve (Tot-N), totalhalt fosfor (Tot-P), fosfatfosfor (PO₄³⁻), totalt suspenderat material (TSS), klorid (Cl⁻) (A-E) samt metallerna zink (Zn), koppar (Cu), bly (Pb), krom (Cr) och nickel (Ni) (F-J) i vattenprov insamlade från inloppet (○) respektive utloppet (▲). Skillnaderna i koncentrationerna mellan in- och utloppet testades statistiskt med det icke-parametriska testet Wilcoxons teckenrangtest ($n = 9$, signifikansnivå: $p < 0,05$).

* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; is = icke signifikant

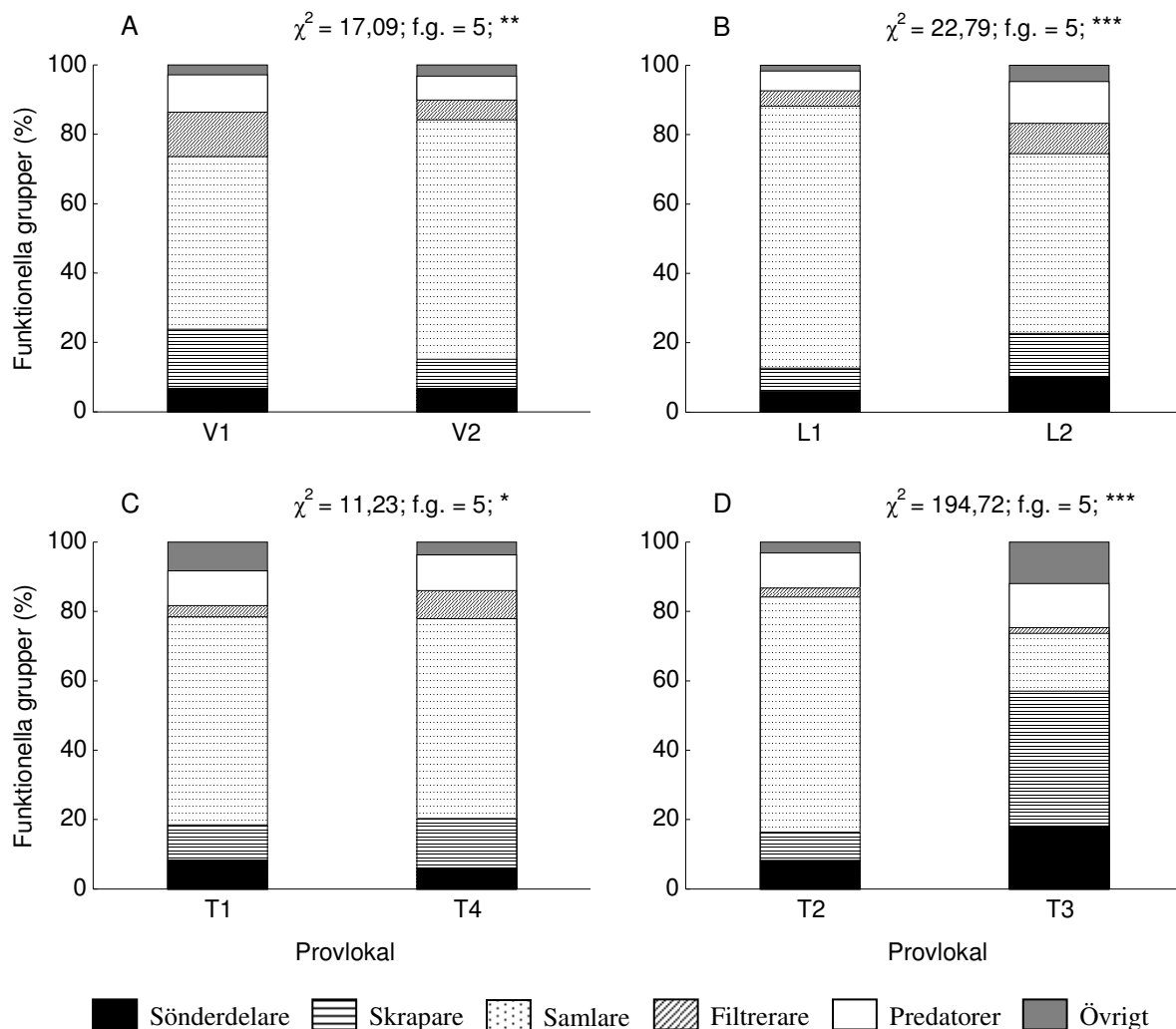
3.2 Bottenfauna

Antalet påträffade bottenfaunataxa och -individer var lägst i Väsbyån (V2) (figur 7). Högst antal taxa påträffades i Tibbledammen (T3), medan högst antal individer återfanns i Ladbrodammen (L1). Det fullständiga resultatet från inventeringen redovisas i appendix 3.



Figur 7. Antal påträffade bottenfaunataxa (A) samt -individer (B) vid provtagning i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) samt Tibbledammen (T1-T4) i slutet av maj 2009.

Skillnaderna i de procentuella fördelningarna av de funktionella bottenfaunagrupperna var statistiskt signifikanta mellan samtliga provlokalpar (V1 och V2, L1 och L2, T1 och T4 samt T2 och T3) (figur 8). Andelen samlare ökade i V2 jämfört med V1 medan andelen skrapare, filtrerare och predatorer minskade något. I L2 minskade andelen samlare jämfört med L1 medan andelen sönderdelare, skrapare, filtrerare och predatorer ökade. Skillnaden i den procentuella fördelningen var inte lika markant mellan T1 och T4 som för de övriga provlokalparen. Andelen sönderdelare minskade i T4 jämfört med T1 medan andelen skrapare och filtrerare ökade. I T3 minskade andelen samlare jämfört med T2 medan andelen skrapare ökade. Även sönderdelare och gruppen övrigt ökade i T3 jämfört med T2.



Figur 8. Jämförelser av procentuell fördelning av funktionella bottenfaunagrupper mellan provlokalerna V1 och V2 (A), L1 och L2 (B), T1 och T4 (C) samt T2 och T3 (D). Skillnaderna i procentuell fördelning testades statistiskt med det icke-parametriska Chi-två-testet ($n = 6$, signifikansnivå: $p < 0,05$).

* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$

Baetis sp. (dagsländelarver) står för över 10 % av skillnaden i bottenfaunans samhällsstruktur mellan provlokalerna i Väsbyån (V1 och V2) (tabell 3). Antalet individer minskar i V2 jämfört med V1. *Asellus aquaticus* (sötvattensgråsuggor) bidrar till skillnaden med nästan lika mycket och minskar även de i V2 jämfört med V1. För de övriga provlokalparen bidrar *Oligochaeta* (fåborstmaskar) mest till skillnaden mellan lokalerna. Mellan provlokalerna i Ladbrodammen (L1 och L2) bidrar de med över 51 %. Antalet individer minskar i L2 jämfört med L1. Därefter följer *Chironomidae* (fjädermygglarver) samt *A. aquaticus* som bidrar till skillnaden med ca 7,5 % vardera. Även dessa minskar i L1 jämfört med L2. Mellan T1 och T4 i Tibbedammen bidrar *Oligochaeta* till skillnaden med ca 16 %. Antalet individer minskar i T4 jämfört med T1. Tätt därefter följer *Potamopyrgus antipodarum* (Nyzeeländsk tusensnäcka) som bidrar till skillnaden med nästan 15 %. Även denna art minskar från T1 till T4. Mellan T2 och T3 bidrar *Oligochaeta* till skillnaden med över 30 %. Antalet individer minskar från T2 till T3. *Gyraulus* sp. (skivsnäckor) bidrar till skillnaden med över 16 %. Dessa ökar i T3 jämfört med T2.

Tabell 3. SIMPER (Similarity Percentage) analys baserat på Bray-Curtis likhetsindex. Visar vilka bottenfaunataxa som främst bidrar till skillnaderna i bottenfaunans samhällsstruktur mellan provlokalerna V1 och V2 (A), L1 och L2 (B), T1 och T4 (C) samt T2 och T3 (D) (# = antal, ind. = individer). I tabellen ingår de taxa som bidrar till skillnaden med > 1 %. I kolumn 2 anges vilken funktionell grupp som taxorna huvudsakligen tillhör (Sön = sönderdelare, Skr = skrapare, Sam = samlare, Filt = filterare, Pred = predatorer och Övr = övrigt). Eventuella sekundära tillhörigheter anges inom parentes. Sönderdelare som har stor betydelse för lövnedbrytning är markerade i fetstil. Dessa taxa ingår i tabellen även om de bidrar med < 1 %.

A: V1 & V2 Total genomsnittlig skillnad: 46,95 %

Taxa	Funktionella grupper	Skillnad %	Kumulativ %	# ind. V1	# ind. V2
<i>Baetis</i> sp.	Skr (Sam)	10,25	21,84	126	0
<i>Asellus aquaticus</i>	Sön (Sam)	9,52	42,11	141	24
<i>Chironomidae</i>	Sam (Skr/Filt/Pred)	5,61	54,07	150	81
<i>Simulidae</i>	Filt	4,64	63,95	57	0
<i>Valvata piscinalis</i>	Skr	4,39	73,31	54	0
<i>Oecetis</i> sp.	Sön (Pred)	2,44	78,51	30	0
<i>Hydracarina</i>	Pred (Sam)	2,20	83,19	36	9
<i>Oligochaeta</i>	Sam	1,95	87,35	219	195
<i>Pisidium</i> sp.	Filt	1,95	91,51	27	3
<i>Valvata cristata</i>	Skr	1,06	93,76	15	2
<i>Limnephilidae</i>	Sön (Pred)	0,73	97,4	6	15

B: L1 & L2 Total genomsnittlig skillnad: 74,71 %

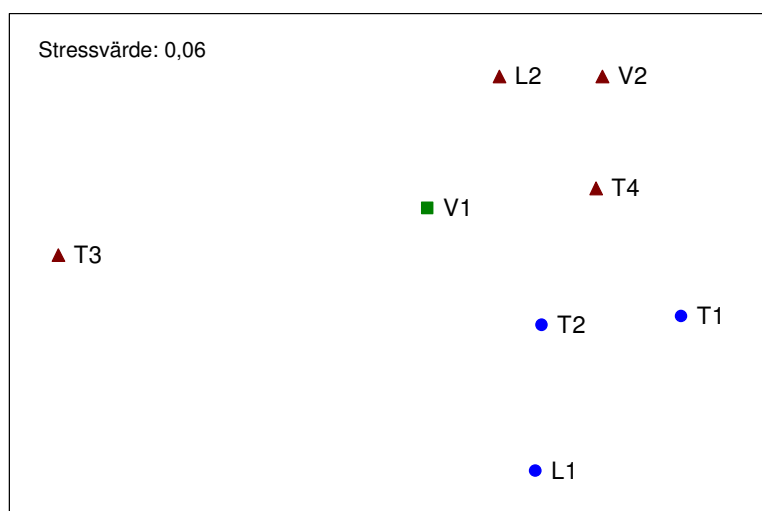
Taxa	Funktionella grupper	Skillnad %	Kumulativ %	# ind. L1	# ind. L2
<i>Oligochaeta</i>	Sam	51,33	68,7	1500	128
<i>Chironomidae</i>	Sam (Skr/Filt/Pred)	7,67	78,97	305	100
<i>Asellus aquaticus</i>	Sön (Sam)	7,56	89,08	270	68
<i>Haliphus</i> sp.	Pred	1,68	91,34	45	0
<i>Ceratopogonidae</i>	Pred	1,50	93,34	40	0
<i>Pisidium</i> sp.	Filt	1,35	95,14	40	4
<i>Limnephilidae</i>	Sön (Pred)	0,90	96,34	0	24
<i>Oecetis</i> sp.	Sön (Pred)	0,15	100	0	4

C: T1 & T4 Total genomsnittlig skillnad: 44,83 %

Taxa	Funktionella grupper	Skillnad %	Kumulativ %	# ind. T1	# ind. T4
<i>Oligochaeta</i>	Sam	15,76	35,16	500	244
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Skr (Sam)	14,78	68,13	240	0
<i>Asellus aquaticus</i>	Sön (Sam)	2,96	74,73	76	28
<i>Ceratopogonidae</i>	Pred	2,46	80,22	60	20
<i>Chironomidae</i>	Sam (Skr/Filt/Pred)	1,97	84,62	176	144
<i>Gammarus pulex</i>	Sön (Pred)	0,25	98,35	4	8

D: T2 & T3 Total genomsnittlig skillnad: 71,61 %

Taxa	Funktionella grupper	Skillnad %	Kumulativ %	# ind. T2	# ind. T3
<i>Oligochaeta</i>	Sam	30,65	42,79	600	30
<i>Gyraulus</i> sp.	Skr	16,13	65,32	0	300
<i>Chironomidae</i>	Sam (Skr/Filt/Pred)	5,16	72,52	132	36
<i>Erythroma najas</i>	Pred	2,90	76,58	0	54
<i>Asellus aquaticus</i>	Sön (Sam)	2,90	80,63	156	210
<i>Planorbis planorbis</i>	Skr	2,26	83,78	6	48
<i>Herpobdella octoculata</i>	Pred	1,61	86,04	36	6
<i>Dytiscidae</i>	Pred	1,29	87,84	30	6
<i>Radix balthica</i>	Skr	1,29	89,64	0	24
<i>Leptoceridae</i>	Skr (Sön)	0,32	97,3	6	0
<i>Limnephilidae</i>	Sön (Pred)	0,32	98,2	6	0



Figur 9. NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) analys baserat på Bray-Curtis likhetsindex som visar likheterna i bottenfaunans samhällsstruktur mellan provlokalerna i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) samt Tibbledammen (T1-T4). De olika symbolerna illustrerar provlokalernas placeringar: vid dammarnas inlopp (●), utlopp (▲) samt uppströms Ladbrodammen (■).

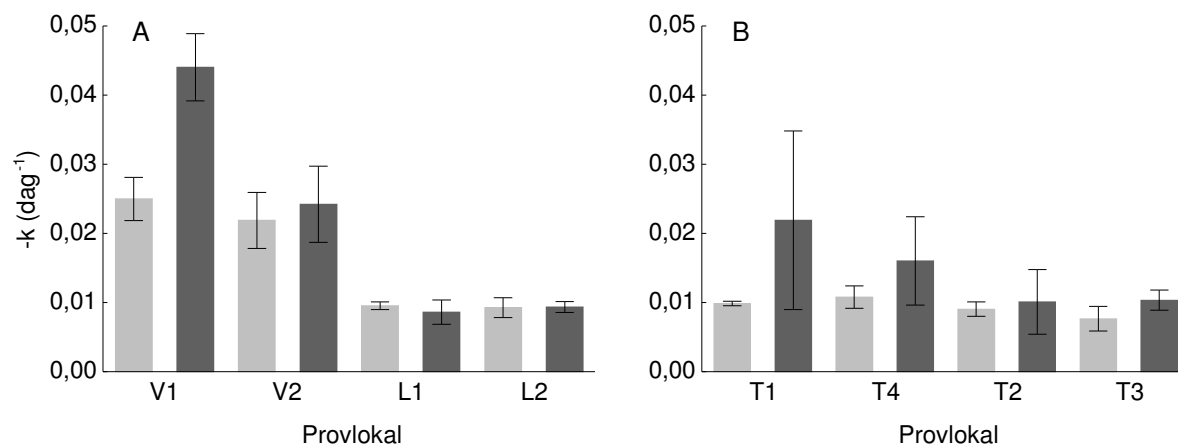
Bottenfaunans samhällsstruktur uppvisar en gradvis förändring från Ladbros- och Tibbledammens inlopp (L1, T1 och T2) till utlopp (L2, T4 och V2) (figur 9). V1, som är belägen uppströms Ladbrodammen, är i analysen lokaliserad mellan in- (L1, T1 och T2) och utloppspunkterna (L2, T4 och V2), dock något närmare utloppspunkterna. Samhällsstrukturen i T3 avviker helt från de övriga provlokalerna.

Bottenfaunaindexen påvisade skillnader mellan indexen och provlokalerna (tabell 4). Den ekologiska statusen klassades enligt ASPT som "God" i V1, V2, L2 och T2 och "Måttlig" i L1, T1, T4 och T3. Enligt DJ-indexet klassades den ekologiska statusen som "Måttlig" i V1 och T4 och "Otillfredsställande" i V2 och T1. Shannons diversitetsindex var "Måttligt högt" i L2 och T3, "Lågt" i V1, L1, T1, T4 och T2 samt "Mycket lågt" i V2.

Tabell 4. Ekologisk status enligt bottenfaunaindexen ASPT (Average Score Per Taxon) och DJ-index samt Shannons diversitetsindex för provlokalerna i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) samt Tibbledammen (T1-T4). V1, V2, T1 och T4 klassades som vattendrag och L1, L2, T2 och T3 som sjöar. DJ-indexet kan endast beräknas för vattendrag.

Provlokal	ASPT	DJ-index	Shannons diversitetsindex
V1	God	Måttlig	Lågt index
V2	God	Otillfredsställande	Mycket lågt index
L1	Måttlig	-	Lågt index
L2	God	-	Måttligt högt index
T1	Måttlig	Otillfredsställande	Lågt index
T4	Måttlig	Måttlig	Lågt index
T2	God	-	Lågt index
T3	Måttlig	-	Måttligt högt index

3.3 Nedbrytningsförsök



Figur 10. Lövnedbrytningshastigheter (medelvärde \pm 2 SE, $n = 3$) i finmaskiga (■ 0,5 mm) respektive grovmaskiga (■ 5 mm) påsar innehållande lönnlöv (*Acer platanoides*). Nedbrytningsförsöken utfördes i Väsbyån (V1-V2) och Ladbrodammen (L1-L2) (A) samt Tibbledammen (T1-T4) (B). Skillnader i nedbrytningshastigheter mellan provlokaler och maskstorlekar testades statistiskt med de parametriska testerna en- och tvåvägs ANOVA (signifikansnivå: $p < 0,05$). För resultat, se tabell 5.

I V1 var lövnedbrytningshastigheten signifikant högre i de grovmaskiga påsarna jämfört med de finmaskiga (figur 10 och tabell 5). För de övriga provlokalerna i Väsbyån och Ladbrodammen fanns det inga signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan fin- och grovmaskiga påsar. Nedbrytningshastigheterna vid provlokalerna i Väsbyån (V1-V2) var signifikant högre än vid provlokalerna i Ladbrodammen (L1-L2).

Även i T1 och T4 var lövnedbrytningshastigheterna signifikant högre i de grovmaskiga påsarna jämfört med de finmaskiga (figur 10 och tabell 5). För T2 och T3 fanns det inga signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan fin- och grovmaskiga påsar. Nedbrytningshastigheterna i T1 och T4 visade tendenser till att vara högre än i T2 och T3, även om skillnaderna inte var signifikanta vid 95 % signifikansnivå ($p = 0,058$).

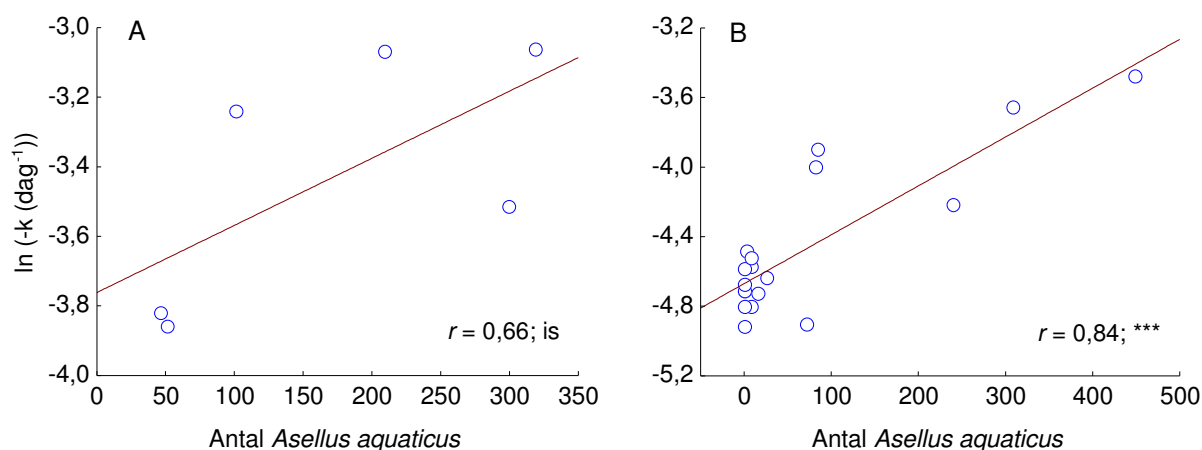
I testet tvåvägs ANOVA, där provlokal och maskstorlek användes som faktorer, var resultatet signifikant för systemet i figur 10A (V1-L2) men ej för systemet i figur 10B (T1-T4). Det påvisar att nedbrytningshastigheterna i de grovmaskiga påsarna i V1 var signifikant högre än i de grovmaskiga påsarna i V2 (tabell 5).

Tabell 5. Resultat från de parametriska testerna en- och tvåvägs ANOVA (f.g. = frihetsgrader). Responsvariabeln är den naturliga logaritmen av nedbrytningshastigheten och de samverkande faktorerna är provlokal (V1-L2 (A) och T1-T4 (B)) samt maskstorlek (fin/grov). De signifikanta resultaten är markerade med fetstil (signifikansnivå: $p < 0,05$).

A				B			
Faktor	f.g.	F	p	Faktor	f.g.	F	p
Provlokal (V1, V2, L1, L2)	3	142,67	<0,001	Provlokal (T1, T2, T3, T4)	3	3,077	0,058
Maskstorlek (fin/grov)	1	6,78	0,019	Maskstorlek (fin/grov)	1	7,458	0,015
Provlokal \times Maskstorlek	3	7,35	0,003	Provlokal \times Maskstorlek	3	0,960	0,435
Error	16			Error	16		

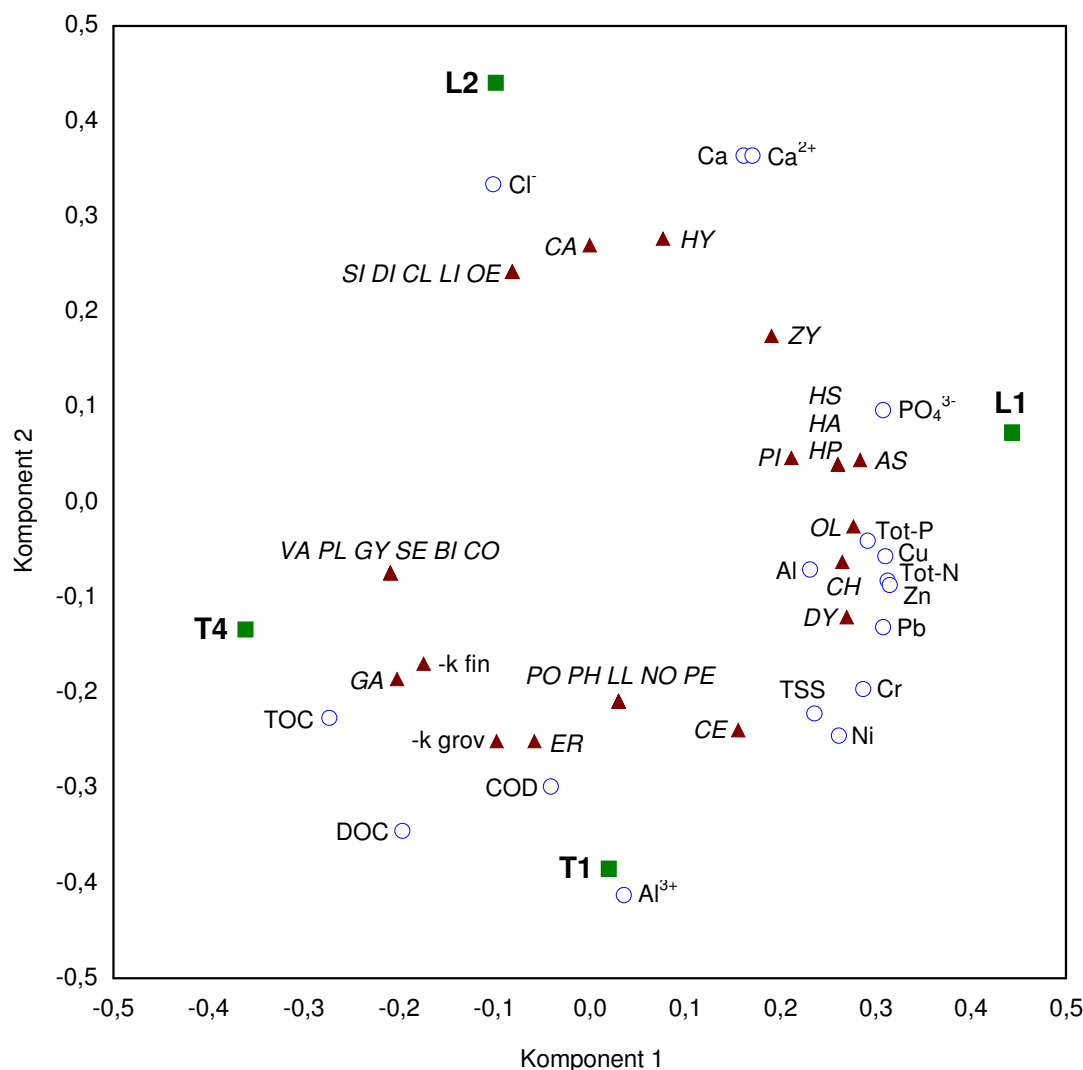
3.4 Samband mellan vattenkemi, bottenfauna och lövnedbrytning

Både Väsbyån och dammarna uppvisar ett positivt linjärt samband mellan lövnedbrytningshastigheter i grovmaskiga påsar samt antalet *A. aquaticus* i påsarna vid nedbrytningsförsökens slut (figur 11). Sambandet är dock icke signifikant för Väsbyån. För fullständig tabell över antal sönderdelare i de grovmaskiga lövpåsarna vid nedbrytningsförsökens slut, se appendix 4.



Figur 11. Den naturliga logaritmen av lövnedbrytningshastigheter i grovmaskiga (5 mm) lövpåsar med lönnlöv (*Acer platanoides*) i förhållande till antalet *Asellus aquaticus* i respektive påse vid försökets slut. Delfigur A representerar påsar från Väsbyån (försökstid 5 v.) och delfigur B påsar från Ladbro- och Tibbledammen (försökstid 9 v.). Notera att skalorna på X- och Y-axlarna skiljer sig åt mellan de båda delfigurerna ($n_{IIA} = 6$, $n_{IIB} = 18$, signifikansnivå: $p < 0,05$). *** = $p < 0,001$; is = icke signifikant

Figur 12 påvisar sambanden mellan de vattenkemiska parametrarna, bottenfaunasamhällena och lövnedbrytningshastigheterna vid Ladbro- och Tibbledammens inlopp (L1 och T1) respektive utlopp (L2 och T4). Från figurens nedre högra hörn till figurens övre vänstra hörn kan en diagonal gradient från dammarnas inlopp till utlopp urskiljas. De vattenkemiska parametrarna Tot-N, Tot-P, PO_4^{3-} , TSS, Cu, Al, Zn, Pb, Cr, Ni och Al^{3+} hänger samman med punkterna vid inloppen, liksom bottenfaunataxorna *A. aquaticus*, *Haemopsis sanguisuga*, *Haliplus* sp., *Hydrophilidae*, *Pisidium* sp., *Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Dytiscidae* och *Ceratopogonidae*. De genomsnittliga lövnedbrytningshastigheterna i grovmaskiga (-k grov) och finmaskiga påsar (-k fin) är inte tydligt kopplade till vare sig in- eller utlopp. Prediktorerna Al^{3+} , TOC, DOC och COD är sammankopplade med Tibbledammen medan Cl⁻, Ca, Ca^{2+} och PO_4^{3-} är associerade med Ladbrodammen. De bottenfaunataxa som är associerade med utloppen är *Simuliidae*, *Dixidae*, *Cloeon dipterum*, *Limnephilidae* och *Oecetis* sp. (L2) samt *Valvata cristata*, *Planorbis planorbis*, *Gyraulus* sp., *Segmentina nitida*, *Bithynia tentaculata* och *Coleoptera* (T4). Komponent 1 och 2 i figur 12 förklarar 72,9 % av kvadratsumman av responsvariablerna (tabell 6).



Figur 12. PLS (Partial Least Squares) analys som visar sambanden mellan de vattenkemiska parametrarna (○) samt bottenfaunasamhällena och lövnedbrytningshastigheterna (▲) vid Ladbros- och Tibbledammens inlopp (L1 och T1) respektive utlopp (L2 och T4). De vattenkemiska parametrarna som ingår i analysen (prediktorer) är totalhalt kväve (Tot-N), totalhalt fosfor (Tot-P), fosfatfosfor (PO_4^{3-}), totalt suspenderat material (TSS), klorid (Cl^-), zink (Zn), koppar (Cu), bly (Pb), krom (Cr), nickel (Ni), totalhalt aluminium (Al), aluminium i löst form (Al^{3+}), totalhalt kalcium (Ca), kalcium i löst form (Ca^{2+}), kemisk syreförbrukning (COD), löst organiskt kol (DOC) samt totalt organiskt kol (TOC). De bottenfaunataxa som ingår i analysen (responsvariabler) är *Oligochaeta* (OL), *Chironomidae* (CH), *Asellus aquaticus* (AS), *Hydracarina* (HY), *Ceratopogonidae* (CE), *Erpobdella octoculata* (ER), *Haemopsis sanguisuga* (HS), *Zygoptera* (ZY), *Simuliidae* (SI), *Dixidae* (DI), *Caenis horaria* (CA), *Cloeon dipterum* (CL), *Limnephilidae* (LI), *Oecetis* sp. (OE), *Pisidium* sp. (PI), *Valvata cristata* (VA), *Planorbis planorbis* (PL), *Gyraulus* sp. (GY), *Segmentina nitida* (SE), *Potamopyrgus antipodarum* (PO), *Bithynia tentaculata* (BI), *Physa* sp. (PH), *Gammarus pulex* (GA), *Limnotrechus lacustris* (LL), *Notonecta* sp. (NO), *Haliplus* sp. (HA), *Dytiscidae* (DY), *Hydrophilidae* (HP), *Coleoptera* (CO) samt *Pericoma* sp. (PE). Även genomsnittliga lövnedbrytningshastigheten i grovmaskiga (-k grov) respektive finmaskiga påsar (-k fin) vid respektive provlokal ingår i analysen (responsvariabler). För resultat från PLS-analysen, se tabell 6.

Tabell 6. Resultat från PLS (Partial Least Squares) analys ($n = 4$) som visar sambanden mellan de vattenkemiska parametrarna (prediktorer) samt bottenfaunasamhällena och lövnedbrytningshastigheterna (responsvariabler) vid Ladbros- och Tibbledammens in- respektive utlopp. Komponenterna förklarar 72,9 % av kvadratsumman av responsvariablerna.

Komponent	R ² Y	R ² Y (Kumulativ)
1	0,348	0,348
2	0,381	0,729

4 Diskussion

Resultaten visar att Ladbros- och Tibbledammen effektivt reducerar koncentrationer av näringsämnen och föroreningar i det inkommande dagvattnet. Även mindre påtagliga effekter på bottenfaunasamhällenas sammansättning är märkbara. Strukturförändringarna indikerar en förbättrad ekologisk status i dammarnas utlopp jämfört med inlopp, medan de för Väsbyån indikerar en försämrad ekologisk status nedströms Ladbrosdammen jämfört med uppströms. Till skillnad från ekosystemstruktur, förefaller ekosystemfunktion vara opåverkad av föroreningsavskiljningen i dammarna. Dock förefaller ekosystemfunktionen vara försämrad i Väsbyån nedströms Ladbrosdammen jämfört med uppströms. Dessa resultat indikerar att ekosystemstruktur och -funktion i ekosystem nedströms dammarna kan påverkas negativt, även om vattenkvalitet och ekologisk kvalitet förbättras inom dammarna.

4.1 Väsbyån

4.1.1 Bottenfauna

Bottenfaunaindexen stödjer hypotesen att dagvattnet som mynnar i Väsbyån ger upphov till en försämrad vattenkvalitet i V2 jämfört med V1 och därmed även en försämrad biologisk mångfald. DJ-indexet uppvisade en försämring från "Måttlig" i V1 till "Otillfredsställande" i V2, vilket antyder att V2 är mer näringspåverkat än V1. Även Shannons diversitetsindex försämrades från "Lågt" i V1 till "Mycket lågt" i V2, vilket indikerar en försämring av den biologiska mångfalden, dvs. färre taxa och/eller ökad dominans av några få vanliga taxa. Hypotesen stöds också av antalet påträffade bottenfaunataxa och -individer samt SIMPER-analysen som illustrerar hur antal taxa minskar i V2 jämfört med V1. T.ex. minskar antalet *Baetis* sp., som är föroreningskänsliga, från 126 st. i V1 till 0 st. i V2. Normalt så förväntas inte sådana starka förändringar i bottenfaunans samhällsstruktur utmed en sådan kort sträcka av en å, såvida det inte förekommer förändringar i substrat eller miljömässiga bakgrundsförhållanden. I NMDS-analysen ligger V1, som är lokaliserad uppströms Ladbrosdammen, något närmare utloppspunkterna än inloppspunkterna. Detta är i linje med hypotesen om att vattenkvaliteten i Väsbyån är bättre uppströms Ladbrosdammen och därför mer jämförbar med den vid dammarnas utlopp.

4.1.2 Nedbrytningsförsök

Det fanns inga signifikanta skillnader i lövnedbrytningshastigheter i de finmaskiga påsarna mellan V1 och V2. Detta indikerar att den mikrobiella nedbrytningen inte skiljer sig åt mellan de båda provlokalerna. Dock var nedbrytningshastigheterna i de grovmaskiga påsarna i V2 signifikant lägre än de i V1. Detta stöder delvis hypotesen att lövnedbrytningshastigheten går långsammare i V2 jämfört med V1 pga. att dagvattnet ger upphov till försämrad vattenkvalitet. Den minskade nedbrytningshastigheten i V2 beror troligtvis på den påvisade reduceringen av antalet *A. aquaticus* i V2 jämfört med V1.

I V1 var nedbrytningshastigheten signifikant högre i de grovmaskiga påsarna jämfört med de finmaskiga. Denna skillnad är troligtvis medierad av *A. aquaticus* då de återfanns i höga antal i de grovmaskiga påsarna vid försökets slut (se appendix 4). Dock fanns det inga skillnader i nedbrytningshastigheter mellan de grov- och finmaskiga påsarna i V2. Detta kan bero på att *A. aquaticus* påträffades i färre antal här jämfört med i V1 (se appendix 4), vilket kan indikera att det krävs ett högre individantal för att se signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan grov- och finmaskiga påsar. *A. aquaticus* är en relativt ineffektiv sönderdelare som snarare skrapar på ytan av löven än tuggar igenom dem. Denna födoteknik indikerar att *A. aquaticus* i första hand lever av mikroorganismer som koloniserar löven (Graca et al. 1993).

Graca et al. (1993) påvisade i sin studie att *A. aquaticus* föredrar att livnära sig på svampmycel framför löv som är koloniserade av svamp.

4.2 Ladbrodammen

4.2.1 Vattenkemi

En reningseffekt kunde påvisas i Ladbrodammen då koncentrationerna av samtliga NOS-parametrar utom klorid och fosfatfosfor var signifikant lägre i det utgående dagvattnet jämfört med det inkommande. Dessa resultat stödjer hypotesen om att den kemiska vattenkvaliteten uppvisar en förbättring utmed den rumsliga gradienten från dammens in- till utlopp. Koncentrationerna var i regel mer varierande vid inloppet jämfört med utloppet, vilket tyder på att halterna jämnades ut i dammen. Dock kunde inte en lika tydlig reningseffekt utrönas för parametrarna undersökta inom Swecos uppföljningsprojekt. Koncentrationerna av Al samt Al^{3+} var signifikant lägre vid Ladbrodammens utlopp jämfört med inlopp, men för de övriga parametrarna fanns det ingen reningseffekt. Emellertid är inte resultaten för de båda projekten helt jämförbara då data från olika tidsperioder användes.

4.2.2 Bottenfauna

Då Ladbrodammen är ett förhållandevis litet system är det svårt att urskilja tydliga skillnader i bottenfaunasamhällets struktur utmed den rumsliga gradienten från in- till utloppet. Flertalet analysresultat stödjer dock hypotesen om att bottenfaunasamhällets mångfald ökar utmed denna gradient till följd av den förbättrade vattenkvaliteten. T.ex. visar resultaten från beräkningarna av bottenfaunaindexen att ASPT, som syftar till att mäta den allmänna ekologiska kvaliteten, förbättrades från "Måttlig" i L1 till "God" i L2. Även Shannons diversitetsindex, som visar biologisk mångfald, förbättrades från "Lågt" i L1 till "Måttligt högt" i L2. Likaså NMDS-analysen stödjer denna hypotes, då den påvisar en gradvis förändring i bottenfaunans samhällsstruktur från dammarnas in- till utlopp. Förutom samhällsstrukturen i T3, som avviker helt från de övriga provlokalerna, är skillnaden störst mellan L1 och L2.

De föroreningsstålga taxorna *A. aquaticus*, *Chironomidae* och *Oligochaeta* påträffades vid samtliga provlokaler i denna undersökning och högst individantal av dessa tre taxor påträffades i L1 (se appendix 3). Antalet påträffade *Oligochaeta* skiljde sig markant från de övriga provlokalerna (1500 st.). Enligt SIMPER-analysen stod *Oligochaeta* för över 51 % av skillnaden i bottenfaunans samhällsstruktur mellan L1 och L2.

4.2.3 Nedbrytningsförsök

Det fanns inga signifikanta skillnader i lövnedbrytningshastigheter mellan L1 och L2, vilket förkastar hypotesen att nedbrytningshastigheten ökar utmed den rumsliga gradienten från in- till utloppet till följd av den förbättrade vattenkvaliteten. Det fanns heller inga signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan fin- och grovmaskiga påsar, vilket indikerar att lövnedbrytningen i Ladbrodammen endast medieras av mikroorganismer. Avsaknaden av signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan L1 och L2 tyder på att den mikrobiella aktiviteten inte påverkas av dålig vattenkvalitet vid dammens inlopp och/eller att förbättringen i vattenkvalitet inte är tillräcklig för att medföra ökad mikrobiell aktivitet vid dammens utlopp.

Vid nedbrytningsförsökets slut återfanns endast ett fåtal sönderdelare i de grovmaskiga påsarna från L1, medan inga sönderdelare återfanns i påsarna från L2 (se appendix 4). *A. aquaticus* påträffades i både L1 och L2 vid bottenfaunainventeringen (se appendix 3), men

livnärde sig sannolikt på mer lättillgänglig föda i dammen, såsom svampmycel och andra mikroorganismer. I L2 påträffades även ett fåtal individer av *Limnephilidae* och *Oecetis* sp., vilka också tillhör gruppen sönderdelare.

4.3 Tibbledammen

4.3.1 Vattenkemi

En avskiljningseffekt kunde påvisas även i Tibbledammen. Koncentrationer av samtliga NOS-parametrar utom klorid var signifikant lägre i det utgående dagvattnet jämfört med det inkommande. Detta resultat stödjer hypotesen om att den kemiska vattenkvaliteten uppvisar en förbättring utmed den rumsliga gradienten från in- till utloppet. Koncentrationerna var i regel mer varierande vid inloppet jämfört med utloppet, vilket tyder på att halterna jämnades ut i dammen. Utjämnningseffekten var något tydligare i Tibbledammen jämfört med Ladbrodammen som är något mindre. Emellertid kunde inte en lika tydlig reningseffekt utrönas för parametrarna undersökta inom Swecos uppföljningsprojekt. Koncentrationerna av Al, Al³⁺, DOC samt TOC var signifikant lägre vid utloppet jämfört med inloppet. För Ca, Ca²⁺ samt COD fanns det däremot ingen reningseffekt. Dock är inte resultaten för de båda projekten helt jämförbara då data från olika tidsperioder användes.

4.3.2 Bottenfauna

Ej heller i Tibbledammen går det att urskilja tydliga skillnader i bottenfaunasamhällets struktur utmed den rumsliga gradienten från in- till utloppet. I jämförelsen mellan T1 och T4 uppvisade DJ-indexet en förbättring från "Otillfredsställande" i T1 till "Måttlig" i T4, vilket tyder på att T1 är mer näringspåverkat än T4. Detta är i linje med hypotesen att bottenfaunasamhällets mångfald ökar utmed gradienten från in- till utloppet till följd av den förbättrade vattenkvaliteten. För övrigt klassades ASPT som "Måttlig" och Shannons diversitetsindex som "Lågt" för de båda provlokalerna. I jämförelsen mellan T2 och T3 uppvisade Shannons diversitetsindex en förbättring från "Lågt" i T2 till "Måttligt högt" i T3. ASPT uppvisade dock en försämring från "God" i T2 till "Måttlig" i T3, vilket går emot hypotesen att ekosystemet uppvisar en förbättring från in- till utloppet. NMDS-analysen däremot stödjer hypotesen då den påvisar en gradvis förändring i bottenfaunas samhällsstruktur från dammarnas in- till utlopp. Dock avviker samhällsstrukturen i T3 helt från de övriga provlokalerna. Detta beror troligtvis på den jämförelsevis låga andelen samlare samt höga andelen skrapare som återfanns här. Enligt SIMPER-analysen är det främst taxorna *Oligochaeta* (samlare) och *Gyraulius* sp. (skrapare) som bidrar till denna skillnad.

4.3.3 Nedbrytningsförsök

Lövnedbrytningshastigheten förväntades öka utmed den rumsliga gradienten från Tibbledammens in- till utlopp till följd av den förbättrade vattenkvaliteten. Emellertid fanns det inga signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheterna mellan de olika provlokalerna. Nedbrytningshastigheterna i T1 och T4 visade dock tendenser till att vara högre än i T2 och T3, även om skillnaderna inte var signifikanta på 95 % signifikansnivå ($p = 0,058$; se figur 10 och tabell 5). Liksom i Ladbrodammen tyder avsaknaden av signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan provlokalerna på att den mikrobiella aktiviteten inte påverkas av den dåliga vattenkvaliteten vid inloppet och/eller att förbättringen i vattenkvalitet inte är tillräcklig för att medföra ökad mikrobiell aktivitet vid utloppet.

Däremot fanns det signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan de grov- och finmaskiga påsarna i T1 och T4. Denna skillnad är troligtvis medierad av *A. aquaticus* då de återfanns i höga antal i två av tre grovmaskiga påsar vid försökets slut (se appendix 4). Dock

fanns det inga signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan fin- och grovmaskiga påsar i T2 och T3. *A. aquaticus* påträffades i både T2 och T3 vid bottenfaunainventeringen (se appendix 3), men liksom i Ladbrodammen livnär de sig sannolikt på mer lättillgänglig föda i form av mikroorganismer.

4.4 Samband mellan vattenkemi, bottenfauna och lövnedbrytning

A. aquaticus förefaller vara den taxa som till störst del bidrar till nedbrytningen medierad av sönderdelare i både Väsbyån och dammarna. Detta är föga förvånande eftersom de återfanns i stora antal både vid bottenfaunainventeringen samt i de grovmaskiga lövpåsarna efter nedbrytningsförsökets slut (se appendix 3 och 4). Ett positivt linjärt samband mellan lövnedbrytningshastigheterna i de grovmaskiga påsarna samt antalet *A. aquaticus* i påsarna vid nedbrytningsförsökets slut påvisades i både Väsbyån och dammarna. För dammarna var det nästan uteslutande Tibbledammen som bidrog till detta positiva samband då endast enstaka individer *A. aquaticus* påträffades i de grovmaskiga påsarna i Ladbrodammen. Dock är antalet *A. aquaticus* i påsarna endast en ögonblicksbild av hur koloniseringen av löven såg ut i slutet av försöket. Data från bottenfaunainventeringen kan därför ge en bättre bild av förekomsten av sönderdelare på de olika lokalerna.

I sambandsanalysen mellan de vattenkemiska parametrarna, bottenfaunasamhällena och lövnedbrytningshastigheterna vid Ladbros- och Tibbledammens inlopp (L1 och T1) respektive utlopp (L2 och T4) påvisades en gradient från dammarnas in- till utlopp. Majoriteten av de vattenkemiska parametrarna var tydligt sammankopplade med dammarnas inlopp, vilket stödjer hypotesen att koncentrationer av näringsämnen och föroreningar i det inkommande dagvattnet reduceras i dammarna. Även de mest föroreningståliga taxorna, såsom *A. aquaticus*, *Haemopsis sanguisuga*, *Oligochaeta* och *Chironomidae* (Lundberg et al. 2002) var kopplade till inloppspunkterna, vilket stödjer samma hypotes. De genomsnittliga lövnedbrytningshastigheterna i grov- och finmaskiga påsar kunde dock inte kopplas till vare sig in- eller utloppspunkterna. Detta är inte särskilt förvånande då signifikanta skillnader i nedbrytningshastigheter mellan L1 och L2 respektive T1 och T4 ej kunde påvisas.

4.5 Utvärdering av metoderna samt framtida studier

Dagvattendammar är troligtvis för små system för att tydliga effekter på ekosystemstruktur till följd av föroreningsavskiljning ska vara märkbara. Bottenfaunainventeringen påvisade visserligen stor variation inom dammarna, men underlag för starka statistiska analyser saknades då endast ett bottenfaunaproov insamlades från varje provlokal. Standardiserade provtagningar (Naturvårdsverket 2007), som bedömningsgrunderna för bottenfauna i sjöar och vattendrag ska baseras på, kunde inte utföras i denna studie.

Tidigare undersökningar har påvisat att förändringar i vattenkemi kan påverka mikrobiell aktivitet även över relativt korta distanser (Niyogi et al. 2001; McKie et al. 2006). Att tydliga förändringar i ekosystemfunktion ej kunde påvisas i dammarna tyder antingen på att påverkan på den mikrobiella aktiviteten inte var särskilt stark eller att en förändring i mikrobiell aktivitet hämmades av andra parametrar som inte förbättrades utmed den rumsliga gradienten från dammarnas in- till utlopp. Möjligheten att dra slutsatser om bl.a. avsaknaden av effekter på den mikrobiella aktiviteten i dammarna är starkt begränsad av att det saknas ett referenssystem att jämföra resultaten med.

För framtida studier vore det mer intressant att undersöka ekosystemstruktur- och funktion upp- och nedströms dagvattendammar för att se tydligare effekter av föroreningsavskiljningen i dammarna, såsom studien utfördes i Väsbyån. Effekterna på struktur och funktion i Väsbyån

indikerar att utsläpp av dagvatten i vattendrag kan ha negativa effekter på ekosystemen i vattendragen, även om det sker en förbättring av vattenkvaliteten inom dammarna. Emellertid är det kanske att föredra om alternativet är att släppa ut obehandlat dagvatten. Å andra sidan kanske det innebär att en diffus föroreningskälla omvandlas till en punktkälla. En annan frågeställning som vore intressant att undersöka är hur långt nedströms som effekterna av dagvattenutsläppen kvarstår. Mer forskning behövs för att undersöka dessa frågor.

5 Slutsatser

5.1 Väsbyån

Det finns ett samband mellan ekosystemets struktur- och funktion i Väsbyån, uppströms och nedströms Ladbrodammen. Bottenfaunans samhällsstruktur indikerar en försämrad ekologisk status nedströms Ladbrodammen, jämfört med uppströms. Även lövnedbrytningshastigheten medierad av sönderdelare uppvisar en försämring nedströms Ladbrodammen, jämfört med uppströms.

5.2 Ladbrodammen

Det finns ett samband mellan den kemiska vattenkvaliteten samt ekosystemets struktur utmed den rumsliga gradienten från Ladbrodammens in- till utlopp. Dock finns det inget konsekvent mönster för ekosystemets funktion utmed denna gradient. Den kemiska vattenkvaliteten uppvisar en förbättring från in- till utloppet, liksom bottenfaunans samhällsstruktur som indikerar, om än svagt, en förbättrad ekologisk status utmed denna gradient. Lövnedbrytningshastigheten påverkas dock ej nämnvärt av förbättringen i vattenkvaliteten.

5.3 Tibbledammen

Även för Tibbledammen finns det ett samband mellan den kemiska vattenkvaliteten samt ekosystemets struktur utmed den rumsliga gradienten från in- till utloppet. Dock saknas det ett konsekvent mönster för ekosystemets funktion utmed denna gradient även här. Vattenkvaliteten uppvisar en förbättring från in- till utloppet, liksom bottenfaunans samhällsstruktur som svagt indikerar en förbättrad ekologisk status från in- till utloppet. Dock påverkas lövnedbrytningshastigheten ej nämnvärt av förbättringen i vattenkvaliteten.

6 Tack

Först och främst vill jag tacka mina engagerade och kunniga handledare Frauke Ecke och Brendan McKie på Institutionen för vatten och miljö på Sveriges lantbruksuniversitet. Ni har varit till stor hjälp under hela arbetets gång, från utformningen av fältförsöken till färdigställandet av uppsatsen. Ert engagemang för mitt arbete har varit ovärderligt, ett stort tack till er!

Jag vill även tacka Matti Ermold som assisterade mig i fält och senare även hjälpte mig med statistiken. Du är sannerligen en räddare i nöden!

Tack också till Lars Eriksson och Marlen Sunna som hjälpte mig med artbestämningen av bottenfauna, Leonard Sandin som hjälpte mig med beräkningen av bottenfaunaindex samt Richard Johnson för råd och tips.

Ett stort tack även till Dagvatten och Ytvatten på Sweco i Stockholm för möjligheten att få skriva arbetet i samarbete med ett konsultföretag. Det har varit en värdefull erfarenhet. Speciellt tack till min handledare Kristina Hedlund som agerade stöd och bollplank och Agata Banach som gladeligen svarade på frågor om dagvattendammar i allmänhet och vattenkemidata i synnerhet.

Tack också till Sophie Gunnarsson på WRS som tillhandahöll vattenkemiska data framtagna inom NOS-dagvatten samt Upplands Väsby och Upplands-Bro kommun för gott samarbete.

Slutligen vill jag tacka familj och vänner som har stöttat mig under arbetets gång. Ett särskilt varmt tack till mina föräldrar Viktor och Milena Günes, min syster Viktoria Günes samt Johan Gottfridsson.

7 Referenser

Andersson, C., A. Holmgren, et al. (2004). Kungsängens dagvattendamm - Program för sanering och renovering av dagvattendamm i Kungsängen. Stockholm: SWECO VIAK AB, 2004-10-06.

Armitage, P. D., D. Moss, et al. (1983). "The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water sites." *Water Research* 17: 333-347.

Bagheri, E. (2008) (essi.bagheri@upplandsvasby.se) 2008-05-09. SV: Medelvattenflödet i Väsbyån. E-post till Birgitta Hillbom (birgitta.hillbom@upplandsvasby.se)

Banach, A. (2008). Förekomst av vattendirektivets prioriterade ämnen - Utvalda ämnen i dagvatten. Examensarbete. Stockholm: Stockholms universitet.

Bergfur, J., R. K. Johnson, et al. (2007). "Effects of nutrient enrichment on boreal streams: invertebrates, fungi and leaf-litter breakdown." *Freshwater Biology* 52: 1618-1633.

Boulton, A. J. & P. I. Boon (1991). "A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments - time to turn over an old leaf." *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 1-43.

Brönmark, C. & L.-A. Hansson (2005). The biology of lakes and ponds. Oxford, Oxford University Press.

Bunn, S. E. & P. M. Davies (2000). "Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity." *Hydrobiologia* 422: 61-70.

Bunn, S. E., P. M. Davies, et al. (1999). "Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation." *Freshwater Biology* 41: 333-345.

Clarke, K. R. (1993). "Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure." *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Dahl, J. & R. K. Johnson (2004). "A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden." *Archiv Fur Hydrobiologie* 160: 487-513.

Falk, J. (2007). Erfarenheter av kommunala dagvattendammar. Stockholm: Svenskt Vatten AB, Rapport Nr 2007-14.

Forslöv, K. & M. Svanholm (2006). Åtgärdsplan för Översjön-Oxundasjön - Västra delgrenen av Oxundaåns avrinningsområde. Oxundaåns Vattenvårdsprojekt, Rapport Nr 2006:2.

Fritioff, Å. (2005). Metal accumulation by plants - evaluation of the use of plants in stormwater treatment. Akad.avh. Stockholm: Stockholms universitet.

- Fritioff, Å. & M. Greger (2003). "Aquatic and terrestrial plant species with potential to remove heavy metals from stormwater." *International Journal of Phytoremediation* 5: 211-224.
- Gessner, M. O. & E. Chauvet (2002). "A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity." *Ecological Applications* 12: 498-510.
- Gessner, M. O., E. Chauvet, et al. (1999). "A perspective on leaf litter breakdown in streams." *Oikos* 85: 377-384.
- Gnecco, I., C. Berretta, et al. (2006). "Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy." *Atmospheric Research* 77: 60-73.
- Graca, M. A. S., L. Maltby, et al. (1993). "Importance of fungi in the diet of gammarus-pulex and asellus-aquaticus .1. Feeding strategies." *Oecologia* 93: 139-144.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper, et al. (2001). "PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis." *Palaeontologia Electronica* 4: 9.
- hitta.se (2010). Karta.
<http://www.hitta.se> [2010-01-12]
- Jordbruksverket (2009). Markavvattning och dagvatten.
<http://www.sjv.se/amnesomraden/vaxtmiljovatten/vattenverksamhet/markavvattningochdagvatten.4.7502f61001ea08a0c7fff23316.html> [2009-04-06]
- Kadlec, R. H. & R. L. Knight (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- Karlsson, M., T. Larm, et al. (2003). *Ladbrodammen - Funktionsbeskrivning, drift- och skötselprogram samt kontrollprogram*. Stockholm: SWECO VIAK AB, 2003-08-27.
- Karr, J. R. (1991). "Biological integrity - a long neglected aspect of water-resource management." *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Karr, J. R. (1993). "Defining and assessing ecological integrity - beyond water-quality." *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 1521-1531.
- Karr, J. R. & E. W. Chu (1999). *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Washington, D.C., Island.
- Upplands Väsby kommun (2005). *Vattenplan för Upplands Väsby - Samrådsversion*. Upplands Väsby, 2005-08-29.
- Larm, T. (1994). *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*. Stockholm: Stockholm Vatten AB, KTH, VAV VA Forsk Nr 1994-06.
- Larm, T., A. Yman, et al. (2007). *PM: Tibbledammen - data och dimensionering av utlopp*. Stockholm: SWECO AB, 2007-03-14.

Lundberg, S., R. Larje, et al. (2002). Handbok om strömmande vatten. Stockholm, Naturhistoriska riksmuseet, Svenska Naturskyddsföreningen.

Malmqvist, B., L. M. Nilsson, et al. (1978). "Dynamics of detritus in a small stream in southern Sweden and its influence on distribution of bottom animal communities." *Oikos* 31: 3-16.

McKie, B. (2011). Docent, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Personligt meddelande, 2011-01-17.

McKie, B. G. & B. Malmqvist (2009). "Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages." *Freshwater Biology* 54: 2086-2100.

McKie, B. G., Z. Petrin, et al. (2006). "Mitigation or disturbance? Effects of liming on macroinvertebrate assemblage structure and leaf-litter decomposition in the humic streams of northern Sweden." *Journal of Applied Ecology* 43: 780-791.

Merritt, R. W. & K. W. Cummins (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing.

Naturvårdsverket (2000). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport Nr 4913.

Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag - Bilaga A till Handbok 2007:4. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport Nr 2007:4 - Bilaga A.

Niyogi, D. K., W. M. Lewis, et al. (2001). "Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: Biotic mediation of abiotic controls." *Ecological Applications* 11: 506-516.

Niyogi, D. K., K. S. Simon, et al. (2003). "Breakdown of tussock grass in streams along a gradient of agricultural development in New Zealand." *Freshwater Biology* 48: 1698-1708.

Norris, R. H. & C. P. Hawkins (2000). "Monitoring river health." *Hydrobiologia* 435: 5-17.

Pascoal, C., F. Cassio, et al. (2001). "Leaf breakdown rates: A measure of water quality?." *International Review of Hydrobiology* 86: 407-416.

Pascoal, C., F. Cassio, et al. (2005). "Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river." *Journal of the North American Benthological Society* 24: 784-797.

Pascoal, C., M. Pinho, et al. (2003). "Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river." *Freshwater Biology* 48: 2033-2044.

Persson, J. & T. Pettersson (2006). Dagvattendammar - Om provtagning, avskiljning och dammhydraulik. Borlänge: Vägverket, Rapport Nr 2006:115.

Salmore, A. K., E. J. Hollis, et al. (2006). "Delineation of a chemical and biological signature for stormwater pollution in an urban river." *Journal of Water and Health* 4: 247-262.

Shannon, C. E. (1948). "A mathematical theory of communication." Bell System Technical Journal 27: 379-423.

Statzner, B., B. Bis, et al. (2001). "Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters." Basic and Applied Ecology 2: 73-85.

SwedEnviro (2009:1). Ladbrodammen, Upplands Väsby.
<http://www.swedenviro.se/dagvatten/ladbrodammen.html> [2009-06-03]

SwedEnviro (2009:2). Provtagning och analyser.
<http://www.swedenviro.se/dagvatten/provtagning.html> [2009-10-29]

SwedEnviro (2010). NOS-dagvatten: Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem norrortskommuner.
<http://www.swedenviro.se/dagvatten/index.html> [2010-02-27]

Webster, J. R. & E. F. Benfield (1986). "Vascular plant breakdown in fresh-water ecosystems." Annual Review of Ecology and Systematics 17: 567-594.

Weis, J. S. & P. Weis (2004). "Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration." Environment International 30: 685-700.

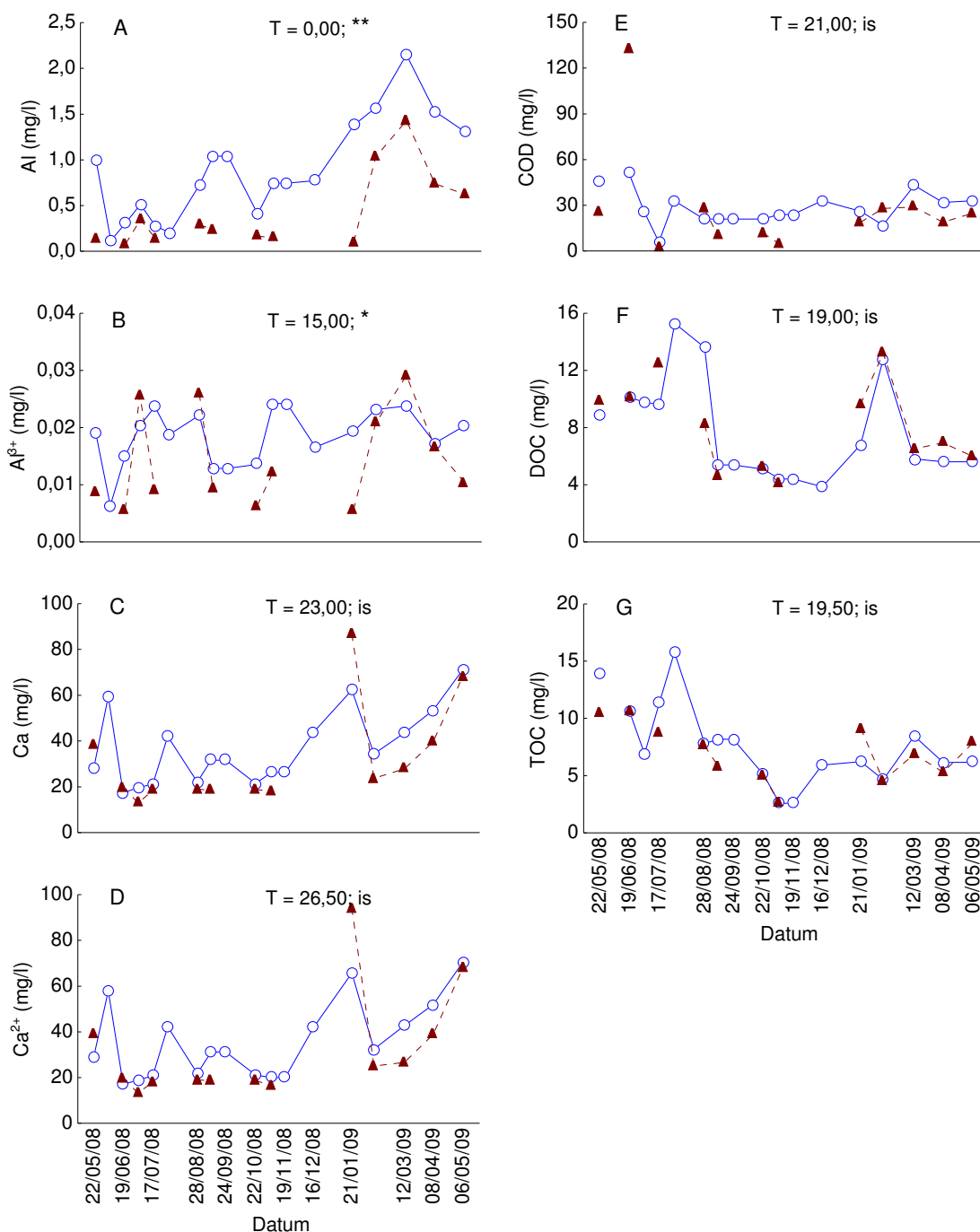
Young, R. G., C. D. Matthaei, et al. (2008). "Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health." Journal of the North American Benthological Society 27: 605-625.

Zelinka, M. & P. Marvan (1961). "On the definition of the biological classification of running water purification English summ." Archives of Hydrobiology 57: 389-407.

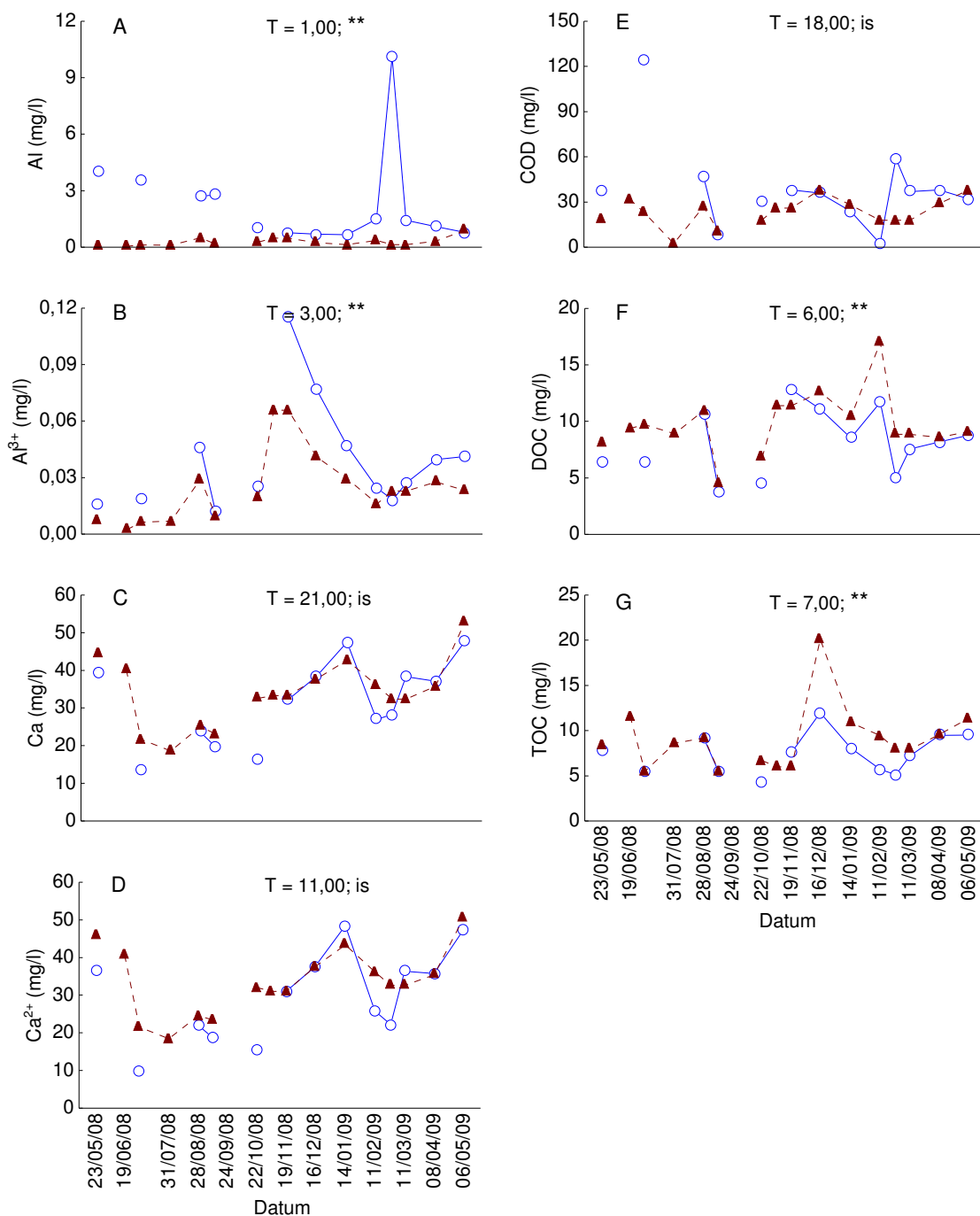
Zweifel, U. L. (2008). Marin syntes. Stockholm: Naturvårdsverket, Rapport Nr 5715.

Appendix

Appendix 1. Ladbrodammen: Koncentrationer (medelvärden för fyraveckorsperioder) av totalhalt aluminium (Al), aluminium i löst form (Al^{3+}), totalhalt kalcium (Ca), kalcium i löst form (Ca^{2+}), kemisk syreförbrukning (COD), löst organiskt kol (DOC) samt totalt organiskt kol (TOC) (A-G) i vattenprov insamlade från inloppet (○) respektive utloppet (▲). Data saknas för ett antal datum. Skillnaderna i koncentrationerna mellan in- och utloppet testades statistiskt med det icke-parametriska testet Wilcoxons teckenrangtest ($n = 12-18$, signifikansnivå: $p < 0,05$). * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; is = icke signifikant



Appendix 2. Tibbledammen: Koncentrationer (medelvärden för fyraveckorsperioder) av totalhalt aluminium (Al), aluminium i löst form (Al^{3+}), totalhalt kalcium (Ca), kalcium i löst form (Ca^{2+}), kemisk syreförbrukning (COD), löst organiskt kol (DOC) samt totalt organiskt kol (TOC) (A-G) i vattenprov insamlade från inloppet (○) respektive utloppet (▲). Data saknas för ett antal datum. Skillnaderna i koncentrationerna mellan in- och utloppet testades statistiskt med det icke-parametriska testet Wilcoxons teckenrangtest ($n = 13-16$, signifikansnivå: $p < 0,05$). * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; is = icke signifikant



Appendix 3. Taxalista från bottenfaunainventeringen vid provlokalerna i Väsbyån (V1-V2), Ladbrodammen (L1-L2) och Tibbledammen (T1-T4) i slutet av maj 2009.

Taxa	Grupp	Familj	Auktor	V1	V2	L1	L2	T1	T2	T3	T4
Acroloxus lacustris	Gastropoda	Acroloxidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	6	0
Aeshna sp.	Odonata	Aeshnidae		0	0	0	0	0	6	12	0
Asellus aquaticus	Crustacea	Asellidae	(Linnaeus, 1758)	141	24	270	68	76	156	210	28
Baetis sp.	Ephemeroptera	Baetidae		126	0	0	0	0	0	0	0
Bathyomphalus contortus	Gastropoda	Planorbidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	18	0
Bithynia tentaculata	Gastropoda	Bithyniidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	4
Caenis horaria	Ephemeroptera	Caenidae	(Linnaeus, 1758)	6	3	5	16	0	0	0	0
Ceratopogonidae	Diptera	Ceratopogonidae		12	0	40	0	60	6	6	20
Chironomidae	Diptera	Chironomidae		150	81	305	100	176	132	36	144
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	Baetidae	(Linnaeus, 1761)	0	0	0	12	0	0	0	0
Cloeon dipterum gr.	Ephemeroptera	Baetidae		0	0	0	0	0	0	6	0
Coleoptera	Coleoptera	Ord: Coleoptera		0	0	0	0	0	0	0	4
Collembola	Collembola	Ord: Collembola		0	0	0	0	0	6	6	0
Dixella sp.	Diptera	Dixidae		0	0	0	0	0	0	6	0
Dixidae	Diptera	Dixidae		0	0	0	12	0	0	0	0
Dytiscidae	Coleoptera	Dytiscidae		0	0	5	0	4	30	6	0
Erpobdella octoculata	Hirudinea	Erpobdellidae	(Linnaeus, 1758)	6	0	0	0	20	36	6	8
Erythromma najas	Odonata	Coenagrionidae	(Hansemann, 1823)	0	0	0	0	0	0	54	0
Gammarus pulex	Crustacea	Gammaridae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	4	0	0	8
Gerris lacustris	Heteroptera	Gerridae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	4	0	0	0
Graptodytes pictus	Coleoptera	Dytiscidae	(Fabricius, 1787)	3	0	0	0	0	0	0	0
Gyraulus sp.	Gastropoda	Planorbidae	(Charpentier, 1837)	0	0	0	0	0	0	300	4
Haemopsis sanguisuga	Hirudinea	Hemopidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	6	0	0	0	0	0
Haliplus sp.	Coleoptera	Haliplidae		0	0	45	0	0	12	0	0
Hydracarina	Hydrachnidia	Ph: Hydrachnidia		36	9	25	32	0	6	12	8
Hydrometridae	Heteroptera	Hydrometridae		0	0	0	0	0	0	6	0
Hydrophilidae	Coleoptera	Hydrophilidae		0	0	5	0	0	0	0	0
Leptoceridae	Trichoptera	Leptoceridae		0	0	0	0	0	6	0	0
Limnephilidae	Trichoptera	Limnephilidae		6	15	0	24	0	6	0	0
Nepa cinerea	Heteroptera	Nepidae	(Linnaeus, 1758)	0	3	0	0	0	0	0	0
Notonecta sp.	Heteroptera	Notonectidae		0	0	0	0	4	0	0	0
Oecetis sp.	Trichoptera	Leptoceridae		30	0	0	4	0	0	0	0

Appendix 3. Forts.

Taxa	Grupp	Familj	Auktor	V1	V2	L1	L2	T1	T2	T3	T4
Oligochaeta	Oligochaeta	Kl: Oligochaeta		219	195	1500	128	500	600	30	244
Pericoma sp.	Diptera	Psychodidae	(Walker, 1856)	0	0	0	0	4	0	0	0
Physa sp.	Gastropoda	Physidae	(Draparnaud, 1801)	0	0	0	0	8	0	0	0
Pisidium sp.	Bivalvia	Sphaeriidae	(Pfeiffer, 1821)	27	3	40	4	0	0	6	12
Planorbarius corneus	Gastropoda	Planorbidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	6	0	0
Planorbis planorbis	Gastropoda	Planorbidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	6	48	8
Potamopyrgus antipodarum	Gastropoda	Hydrobiidae	(Gray, 1843)	0	0	0	0	240	12	0	0
Radix balthica	Gastropoda	Lymnaeidae	(Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	24	0
Segmentina nitida	Gastropoda	Planorbidae	(Fleming, 1818)	0	0	0	0	0	0	0	16
Simuliidae	Diptera	Simuliidae		57	0	0	4	0	0	0	0
Tipulidae	Diptera	Tipulidae		0	0	0	0	0	18	0	0
Valvata cristata	Gastropoda	Valvatidae	(O.F. Müller, 1774)	15	2	0	0	0	0	12	12
Valvata piscinalis	Gastropoda	Valvatidae	(O.F. Müller, 1774)	54	0	0	0	0	0	0	0
Zygoptera	Odonata	UOrd: Zygoptera		3	3	15	8	0	6	0	4
Summa				891	338	2261	412	1100	1050	810	524

Appendix 4. Antal individer av taxa tillhörande den funktionella gruppen sönderdelare i grovmaskiga lövpåsar vid nedbrytningsförsökets slut. Försökstiden var 5 v. i Väsbyån (V1-V2) och 9 v. i Ladbrodammen (L1-L2) och Tibbledammen (T1-T4).

Provlokal	Lövpåsenr.	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Limnephilidae</i>	<i>Gammarus pulex</i>	<i>Oecetis ochracea</i>	<i>Oecetis</i> sp.
V1	1	102	0	0	2	1
V1	2	210	0	0	1	1
V1	3	320	0	0	1	2
V2	1	300	0	0	0	1
V2	2	52	0	0	1	4
V2	3	47	0	0	0	1
L1	1	8	0	0	0	0
L1	2	2	0	0	0	0
L1	3	8	0	0	0	0
L2	1	0	0	0	0	0
L2	2	0	0	0	0	0
L2	3	0	0	0	0	0
T1	1	2	0	0	0	0
T1	2	310	2	1	0	1
T1	3	450	4	0	0	0
T2	1	1	0	0	0	0
T2	2	240	0	0	0	0
T2	3	73	0	0	0	0
T3	1	4	0	0	0	0
T3	2	15	0	0	0	0
T3	3	8	0	0	0	0
T4	1	83	0	0	0	0
T4	2	86	0	0	0	0
T4	3	27	0	0	0	0